

**Modellierung der Landnutzungsdynamik
in Zentralbenin
mit dem XULU-Framework**

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von
Michael Judex
aus Zell u. A.

Bonn, Dezember 2007

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. G. Menz
2. Referent: Prof. Dr. B. Dieckkrüger

Tag der Promotionsprüfung: 11.04.2008

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn
http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert.

Erscheinungsjahr: 2008

Danksagung

Diese Arbeit ist im Rahmen des IMPETUS-Projektes entstanden und wurde finanziell gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF; Förder-Kennziffer 01 LW 0301A) und vom Ministerium für Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen (MWF; Förder-Kennziffer 223-21200200).

Diese Arbeit wäre ohne die Hilfe vieler anderer nicht zustande gekommen. Daher möchte ich mich zunächst bei Prof. Menz als Erstbetreuer für die konstruktive Förderung während des gesamten Entstehungsprozesses der vorliegenden Arbeit ausdrücklich bedanken. Dr. Hans-Peter Thamm hat die Arbeit von Anfang an begleitet und konnte mich bei vielen offenen Fragen mit neuen Ideen unterstützen, wofür auch ihm ein besonderer Dank ausgesprochen werden soll.

Ein herzlicher Dank geht auch an all die vielen Mitarbeiter des IMPETUS-Projekts, die sowohl in Benin bei den Feldarbeiten als auch in Bonn und Köln immer eine ausgezeichnete Arbeitsatmosphäre geschaffen haben. Ebenso geht ein Dank an die Mitarbeiter der Remote Sensing Research Group (RSRG) und des Zentrums für Fernerkundung der Landoberfläche (ZFL), die immer zu Diskussionen bereit waren und mit denen ich stets gerne zusammen gearbeitet habe.

Durch die XULU-Implementierung von Martin Schmitz, der damit eine hervorragende Arbeit geleistet hat, wurden neue Möglichkeiten in der Modellanwendung Realität. Des Weiteren soll auch Peter Verburg von der Universität Wageningen/NL besonders gedankt werden, der immer ein offenes Ohr für Modellierungsprobleme hatte und umgehend Lösungen bezüglich des CLUE-S Konzeptes bereitstellte.

Ein Dank geht auch an Vincent Orékan, mit dem gemeinsame Feldaufenthalte in Benin realisiert und viele Diskussionen der Modellimplementierung durchgeführt wurden. Ohne die unkomplizierte Unterstützung von Michael Christoph, Geschäftsführer von IMPETUS, sowie von den lokalen Koordinatoren in Benin wären die Feldaufenthalte in Benin lange nicht so komfortabel und erfolgreich gewesen.

Auch die Korrekturleser seien dankend erwähnt, mit deren Hilfe einige unklare Passagen präzisiert und endlose Rechtschreibfehler beseitigt werden konnten: Hans-Peter Thamm, Vanessa Heinzl, Roland Götzke, Jan Burck und besonders Ulrich Rüdiger, der viele Sprachfallen entschärfte. Für die Hilfe bei der französischen Übersetzung danke ich Frédéric Tuetey und Antoine Kocher.

Ein herzliches Dankeschön auch meinen Eltern und meiner Schwiegermutter, die immer bereit waren, mir durch Kinderhüten zusätzliche zeitliche Freiräume für die Arbeit zu schenken. Der größte Dank gebührt jedoch meiner Frau Katharina Judex, die mit großer Geduld, Kreativität und Unterstützung den teils mühsamen Weg bis zur Abgabe der Arbeit begleitet hat.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	vii
Akronyme	ix
Kurzfassung	xi
Summary	xii
Résumé	xiii
1 Einführung und Konzeption der Arbeit	1
1.1 Hintergrund und Problemstellung	1
1.2 Ziel und Gliederung der Arbeit	3
1.3 Einbettung in das Fach Geographie und das IMPETUS-Projekt	5
2 Der aktuelle Forschungskontext	9
2.1 Konzepte der <i>Land-System</i> -Forschung	9
2.1.1 Begriffsdefinitionen und methodische Probleme	10
2.1.2 Antriebskräfte und Prozessdynamik	12
2.1.3 Ursachen und Erklärungsansätze	14
2.1.4 Gibt es eine allgemeine <i>Land-System</i> -Theorie?	15
2.2 Ansätze der Landnutzungsmodellierung	16
2.2.1 Empirisch-statistische Modellansätze	18
2.2.2 Optimierungsmodelle (ökonomische Modellansätze)	19
2.2.3 Agenten-basierte Modellansätze	20
2.2.4 Integrative systemorientierte Modellansätze	22
2.3 Anforderungen an die Landnutzungsmodellierung und Schlussfolgerungen	23
3 Landnutzungsdynamik in Zentralbenin	25
3.1 Sozioökonomische und politische Situation in Benin	26
3.2 Rahmenbedingungen im Untersuchungsgebiet	29
3.2.1 Naturräumliche Faktoren	29
3.2.2 Bevölkerungsdynamik	37
3.2.3 Besitzverhältnisse und Landrecht	38
3.2.4 Landwirtschaftliche Anbausysteme	40
3.3 Ableitung der Landnutzung / Landbedeckung aus Fernerkundungsdaten	45
3.3.1 Verwendete Daten	45
3.3.2 Preprocessing	46
3.3.3 Klassifikation der Landnutzung und Landbedeckung	47

3.3.4	Postklassifikations-Verbesserungen	50
3.3.5	Veränderungsdetektion	50
3.4	Landbedeckung und Landnutzung in Zentralbenin	51
3.4.1	Ergebnisse der Satellitenbildklassifikation	51
3.4.2	Regionale Muster der Landbedeckung	55
3.5	Aktuelle Veränderungsdynamiken	57
3.6	Regionale Unterschiede der Landnutzungsveränderungen	60
3.7	Zusammenfassung	66
4	Räumlich explizite Modellierung der Landnutzungsdynamik im Untersuchungsgebiet	69
4.1	Das CLUE-S Modellkonzept	69
4.1.1	Statistisches Modell zur Generierung von Wahrscheinlichkeitskarten der Landnutzungsmuster	71
4.1.2	CLUE-S Modellparameter zur Beschreibung der Landnutzungsdynamik	76
4.1.3	Gesamtwahrscheinlichkeit und iterative Bestimmung der Veränderungspixel	77
4.2	Die XULU-Modellierungsumgebung	78
4.2.1	Generelle Architektur	79
4.2.2	Datenpool	80
4.2.3	Modellimplementierung	81
4.2.4	Event-Manager	82
4.2.5	Visualisierung	82
4.2.6	Skript-Interpreter	83
4.3	Parametrisierung des Modells	83
4.3.1	Landnutzung/Landbedeckung im Modell	85
4.3.2	Antriebskräfte im Raum – erklärende Variablen	87
4.3.3	Nachbarschaftsdynamik	93
4.3.4	Landnutzungsveränderung im Detail – Regeln des Modells	93
4.4	Validierungsmethoden der Modellergebnisse	94
4.4.1	Validierung der logistischen Regressionsergebnisse	94
4.4.2	Validierung des dynamischen Modells	95
4.5	Ergebnisse und Interpretation der logistischen Regressionsmodelle	95
4.5.1	Regressionsmodell der Landnutzung 1991	95
4.5.2	Regressionsmodelle der Landnutzungsveränderung 1991 bis 2000	102
4.6	Ergebnisse der dynamischen Modellierung 1991 bis 2000	108
4.6.1	Ergebnisse und Vergleich mit Referenzdaten von 2000	108
4.6.2	Sensitivität der Modellparameter	112
4.7	Zusammenfassung und Diskussion der Modellergebnisse	113
5	Szenarien der Landnutzungsveränderung in Zentralbenin bis 2025	117
5.1	Bestehende Rahmenszenarien bis 2025	118
5.1.1	Nationale Entwicklungs-Szenarien Benins	118
5.1.2	IMPETUS-Referenzszenarien	119
5.2	Ableitung der Szenarienparameter	121
5.2.1	Landwirtschaft	121
5.2.2	Siedlungen	126

5.2.3	Wald und dichte Savannen	126
5.2.4	Savannen und andere Landnutzungen	127
5.3	Definition der Szenarien und Quantifizierung der Parameter für das Landnutzungsmodell	127
5.3.1	Szenario B1 – ökonomisches Wachstum	127
5.3.2	Szenario B2 – ökonomische Stagnation	127
5.3.3	Szenario B3 – Business-as-usual	128
5.3.4	Szenario B4 – exponentielles Bevölkerungswachstum	128
5.3.5	Szenario B5 – Interventionsszenario	128
5.3.6	Zusammenfassung der Szenariendefinitionen	129
5.4	Ergebnisse und Diskussion der Szenarienkäufe	131
5.4.1	Dynamik und Nicht-Linearität	135
5.4.2	Auswirkungen auf die Schutzwälder im Haute Vallée de l’Ouémé	136
5.5	Zusammenfassung	138
6	Zusammenfassung und Ausblick	141
6.1	Aktuelle Landnutzung und Veränderungsmuster in Zentralbenin	141
6.2	Landnutzungsveränderung zwischen lokalen Möglichkeiten und regionalen Hemmnissen	142
6.3	Quantifizierbare Antriebskräfte und Modellabstraktion	143
6.4	Landnutzung unter zukünftigen Rahmenbedingungen	145
	Literaturverzeichnis	147

Abbildungsverzeichnis

1.1	Übersicht über die Datenverarbeitung in der vorliegenden Arbeit	5
1.2	Gliederung der vorliegenden Arbeit	6
2.1	Land Systems	11
3.1	Bevölkerungsverteilung und Bevölkerungswachstum auf Gemeinde-Ebene in Benin	28
3.2	Administrative Übersicht über das Untersuchungsgebiet	30
3.3	Wichtige Anbaufrüchte, relative summierte Angaben der wichtigsten Feldfrucht der Bauern	41
3.4	Entwicklung der Erträge wichtiger Kulturen	42
3.5	Entwicklung der Feldflächen wichtiger Kulturen	42
3.6	Beispiele für die Veränderung der Landbedeckung in der Trockenzeit durch Phänologie und Brandflächen	51
3.7	Landbedeckung und Landnutzung in Zentralbenin, abgeleitet aus LANDSAT ETM+ Daten des Zeitraumes Oktober 2000 bis Dezember 2002	53
3.8	Vergleich der Landnutzung- Landbedeckung in verschiedenen Regionen Zentralbenins	56
3.9	Charakteristische Landnutzungsveränderungen im Untersuchungsgebiet	61
3.10	Veränderungen der landwirtschaftlichen Fläche in Zentralbenin auf Ebene der Arrondissements. Erläuterungen siehe Text	64
3.11	Landwirtschaftliche Flächenerweiterung in Abhängigkeit von vorhandenen Wald- und dichten Savannenflächen	65
4.1	Das CLUE-S Modellkonzept	70
4.2	Beispiel eines „Inter-Quartil-Range-Plots“ zum Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen	74
4.3	Übersicht über die XULU-Modellierungsumgebung	80
4.4	Trennung zwischen der XULU-Modellierungsumgebung und einer bestimmten Modell-Implementierung	81
4.5	Der Datenpool als zentrale Datenverwaltungsstelle	82
4.6	Verarbeitung der Geodaten mit R	84
4.7	Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen	97
4.7	(Fortsetzung)	98
4.8	Ergebnisse der logistischen Regression umgerechnet in Wahrscheinlichkeiten für jede Landnutzung	100
4.9	Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen für das Modell <i>Landwirtschaftlich bedingte Landnutzungsänderungen</i>	104
4.10	Wahrscheinlichkeitskarten der Landnutzungsveränderung der Landwirtschaft. Unterschiedliche Modellvarianten	105

4.11	Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen für das Modell Landnutzungsveränderung: <i>Wald</i> → <i>Landwirtschaft</i>	107
4.12	Wahrscheinlichkeitskarten der Landnutzungsveränderung <i>Wald</i> → <i>Landwirtschaft</i>	107
4.13	Vergleich der modellierten Landnutzung mit den Referenzdaten für das Jahr 2000	109
4.14	Kappa _{fuzzy} -Vergleich der modellierten Landnutzung und der Referenzdaten	111
5.1	Ablaufschema der Szenarientwicklung im IMPETUS-Projekt	121
5.2	Bevölkerungsprojektionen für das Untersuchungsgebiet	122
5.3	Zusammenhang zwischen Bevölkerungswachstum und der Veränderung landwirtschaftlicher Fläche	123
5.4	Verhältnis zwischen Bevölkerungsdichte (Einwohner/km ²) und landwirtschaftlicher Fläche pro Kopf in Zentralbenin für Arrondissements	124
5.5	Vergleich der Entwicklung der landwirtschaftlichen Flächen	129
5.6	Zunahme landwirtschaftlicher Flächen in allen Szenarien bis 2025	131
5.7	Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B1 (Legende siehe Abbildung 4.13)	132
5.8	Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B2	132
5.9	Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B3	133
5.10	Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B4	133
5.11	Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B5	134
5.12	Unterschiedliche Verteilung der Landwirtschaft durch hypothetischen Straßenbau im modellierten Jahr 2025	135
5.13	Vergleich der Szenario B1 im Jahr 2015 und B2 im Jahr 2025	136
5.14	Expansion landwirtschaftlicher Flächen innerhalb der Schutzwälder in verschiedenen Szenarien-Rechnungen	137

Tabellenverzeichnis

3.1	Übersicht über die Vegetationsformationen im Untersuchungsgebiet	32
3.2	Azonale Vegetationsformationen des Untersuchungsgebietes	33
3.3	Bevölkerung in Zentralbenin	37
3.4	Anbau und Verkauf der wichtigsten Feldfrüchte	43
3.5	Verwendete Satellitendaten	46
3.6	Klassifikationsschlüssel	49
3.7	Die Ergebnisse der Landbedeckungs- und Landnutzungsklassifikation für Zentralbenin	52
3.8	Error Matrix der Klassifikation 2000. Angegeben sind Pixelsummen	54
3.9	Veränderungs-Matrix der Landbedeckungs-/Landnutzungsklassifikation	58
4.1	Beispiel eine Conversion Matrix für das CLUE-S Modell	76
4.2	Generalisierung der Landnutzung auf 250m Raster	86
4.3	Übersicht der verwendeten erklärenden Variablen im Modell	89
4.4	Mögliche Veränderungspfade der Landnutzung im Untersuchungsgebiet	94
4.5	Regressionsparameter für Landnutzung <i>Siedlung</i> 1991	96
4.6	Regressionsparameter für Landnutzung <i>Landwirtschaft</i> 1991	99
4.7	Regressionsparameter für Landnutzung <i>Wald und dichte Savannen</i> 1991	101
4.8	Regressionsparameter für Landnutzung <i>Savannen und andere</i> 1991	102
4.9	Regressionsparameter des Modells <i>Landwirtschaftlich bedingte Landnutzungsänderungen</i>	103
4.10	Vergleich der Performance unterschiedlicher Modelle	110
5.1	Übersicht über die IMPETUS-Referenzszenarien	120
5.2	Für die Landnutzungsszenarien verwendete Faktoren	130

Akronyme

ABM	Agenten-basierte Modellansätze.
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer.
AUC	Area Under Curve.
CARDER	Centres d' Action Régionale pour le Développement Rural.
CeRPA	Centres Régionaux pour la Promotion Agricole.
CLUE-S	Conversion of Land Use and its Effects at Small regional extent.
DSS	Decision Support Systems.
EZ	Entwicklungszusammenarbeit.
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations.
FCFA	Franc de la Communauté Financière d' Afrique.
GIS	Geographisches Informationssystem.
GLM	Generalized Linear Models.
GLOWA	Globaler Wandel des Wasserkreislaufs.
GLP	Global Land Project.
GPS	Global Positioning System.
GUI	Graphical User Interface.
HVO	Haute Vallée de l' Ouémé.
IMPETUS	Integratives Management-Projekt für einen effizienten und tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika.
INSAE	Institut National de la Statistique et de l' Analyse Economique.
IPCC	International Panel on Climate Change.
LANDSAT ETM+	LANDSAT Enhanced Thematic Mapper Plus.
LANDSAT TM	LANDSAT Thematic Mapper.
LC	Land-Change.
LUCC	Land Use and Land Cover Change Project.

MAEP	Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche.
MCPD	Ministère d'État Chargé de la Coopération de l'Action Gouvernementale, du Plan, du Développement et de la Promotion de l'Emploi.
MDEF	Ministère du Développement, de l'Économie et des Finances.
MDR	Ministère du Développement Rural.
MEA	Millennium Ecosystem Assessment.
MEHU	Ministère de l'Environnement, de l'Habitat et de l'Urbanisme.
MLK	Maximum-Likelihood-Klassifikation.
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer.
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index.
NLTPS	National Long Term Perspective Study (Étude nationale de perspectives à long terme).
OR	Odds Ratios.
PAMF	Projet d'Aménagement des Massifs Forestiers.
RMS	Root Mean Square Error.
ROC	Receiver Operating Characteristic.
SONAPRA	Société Nationale de Promotion Agricole.
SRES	Special Report on Emissions Scenarios.
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission.
TPI	Topographic Position Index.
UNDP	United Nations Development Program.
UNEP	United Nations Environment Program.
WCS	Web Coverage Service.
WFS	Web Feature Service.
XULU	Extendable Unified Land Use modelling platform.

Kurzfassung

Starkes Bevölkerungswachstum und zunehmende Ressourcendegradierung sind immense Herausforderungen für die weitere Zukunft Afrikas. Dabei spielen Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen eine zentrale Rolle, da hierdurch Ökosystemfunktionen beeinträchtigt und die Existenzgrundlage der ländlichen Bevölkerung gefährdet werden können.

Die vorliegende Arbeit untersucht mit einem Methodenverbund aus Fernerkundung, GIS und Modellierung die vorherrschende Landnutzungsdynamik sowie Szenarien zukünftiger Landnutzungsveränderungen in Zentralbenin. Die Arbeit entstand im Rahmen des IMPETUS-Projekts, das die Auswirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf in Westafrika untersucht. Diese Untersuchungsregion ist durch eine geringe Bevölkerungsdichte und kleinbäuerliche Produktionssysteme gekennzeichnet. Die Analyse von Satellitenbildern der Jahre 1991 und 2000 zeigt eine regional differenzierte Landnutzungsdynamik. So besteht schon heute in Regionen mit größerer Bevölkerungsdichte eine deutliche Flächenknappheit. Zusätzliche landwirtschaftliche Flächen können dort nur auf Kosten der Brachezeit gewonnen werden, was langfristig zu einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit führt. Weite Teile des Untersuchungsgebietes weisen jedoch noch großflächige Wald- und Savannengebiete auf, die zunehmend zum Zielgebiet landsuchender Migranten werden. Rechtsunsicherheiten bezüglich der Bodennutzung und ein nicht vorhandenes Ressourcenmanagement führen hier zu einer un gelenkten Agrarkolonisation mit entsprechend hohen Entwaldungsraten. Im untersuchten Zeitraum wurden ca. 61 000 ha Savanne und Wald in Ackerland umgewandelt, wobei regionale „Hot-Spots“ der Entwaldung durch die Satellitenbildanalyse aufgedeckt werden konnten. Insgesamt nahm die landwirtschaftlich genutzte Fläche um 70 % zu. Eine besondere Schwierigkeit für die Landnutzungsklassifikation stellte die starke intra-annuelle Vegetationsdynamik durch Regen- und Trockenzeit dar, was zu unpräzisen Flächenangaben der Landnutzungsklassifikation führen kann.

Um unterschiedliche Szenarien der zukünftigen Landnutzung/Landbedeckung berechnen zu können, wurde das CLUE-S-Modellkonzept für den Untersuchungsraum regionalisiert. Durch die Integration des Modellkonzeptes in die neu entwickelte Modellierungsplattform XULU wurde eine deutliche Verbesserung der Benutzbarkeit durch ein integriertes Datenmanagement und eine flexible Modellkontrolle erreicht. Ein wesentlicher Input-Parameter des Modells sind Wahrscheinlichkeitskarten der Landnutzung, die mittels logistischer Regressionsmodelle erstellt wurden. Mit insgesamt elf – räumlich expliziten – erklärenden Variablen („driving forces“) können so die Muster der Landnutzung und der Landnutzungsveränderung mit hoher Genauigkeit erklärt werden. Sozio-ökonomische Faktoren wie Bevölkerungsdichte und Distanzfunktionen (z.B. Abstand zur nächsten Straße), besitzen den größten Einfluss sowohl auf die Landnutzungsverteilung als auch auf die Landnutzungsänderung. Überregionale Faktoren wie der Abstand zum nächsten größeren Marktort haben dagegen nur einen geringen Einfluss auf die Landnutzungsänderung. Dies bestätigt die These, wonach die Bevölkerungsdynamik der primäre Antriebsfaktor der Entwicklung im Untersuchungsraum ist und nicht marktökonomische Proxyfaktoren. Naturräumliche Faktoren haben nur dann einen Einfluss auf die Landnutzung, wenn es sich um Sonderstandorte handelt (Talbereiche, Inselberge).

Die Szenarienberechnungen basieren daher in erster Linie auf den Ergebnissen demographischer Projektionen sowie auf dem Bedarf an landwirtschaftlicher Fläche pro Kopf. Je nach institutionellen und ökonomischen Rahmenbedingungen variiert der landwirtschaftliche Flächenzuwachs um ca. 20 %. Die Waldressourcen sind besonders im ökonomisch pessimistischen Szenario gefährdet, auch unter Schutz stehende Staatswälder werden dann zum Teil in Ackerflächen umgewandelt. Eine Intensivierung der Anbausysteme, eine nachhaltige Landnutzungsplanung und ein institutionell gesicherter Waldschutz zeigen dagegen ein erhebliches Potential zur Reduktion der Entwaldung in Zentralbenin.

Summary

High population growth and ongoing degradation of natural resources are immense challenges for the near future of Africa. Changes in land use and land cover play thereby a major role, as the ecosystem functioning is affected and the livelihood security of the rural population might be endangered.

This work examines the present and possible future changes in land use and land cover with a combination of GIS, remote sensing and modelling methods in Central Benin. The study was carried out under the framework of the IMPETUS-Project, which investigates the effects of global change on the water cycle in West Africa. The study area is characterised by a low population density and smallholder farming systems. The analysis of satellite images from 1991 and 2000 reveal regionally different land use dynamics. A pronounced shortage of land exists in regions with higher population density. There, the expansion of agricultural area is only possible at the expense of fallow time, which will decrease the soil fertility in the long term. However, large parts of the study area are covered by forests and savannas, which became a target area of migrating farmers. Insecure land rights and an inexistent resource management are leading towards an agricultural colonisation with high deforestation rates. During the analysed time period, approx. 61 000 ha of savannas and forests were converted into agriculturally used area, whereas regional hot-spots of deforestation could be revealed by satellite image analysis. Overall, the agriculturally used areas have increased by 70 %. A special challenge during land cover classification arises due to the high intra-annual vegetation dynamics, which are caused by alternating rain and dry seasons. This can lead to imprecise area measurements of the classification.

To calculate different scenarios of future land use and land cover changes, the CLUE-S model approach was regionalised for the study area. The model approach was embedded in a newly developed Extendable Unified Land Use modelling platform (XULU), which improved the usability through an integrated data management and flexible model control during runtime. An important input for the model are probability maps of every land use type, which were created by means of logistic regression. The pattern of land use and land use changes were explained with a high accuracy by eleven spatial explicit driving forces. Socioeconomic factors like population density or distance functions (e. g. distance to next road) had the highest predicting power for the patterns of land use and land use changes as well. Supra-regional operating factors like distance to important market places did not contribute much to the explanation. This affirmed the thesis, that rather population dynamics than proxy factors of market economy drive the evolution in the study area. Factors concerning the natural environment only influence the explanation significantly, if they describe specific locations (valley areas, Inselbergs).

The calculations of scenarios were therefore based on the results of demographic projections and the demand for agricultural area per capita. The increase of the agricultural area differs up to 20 % according to the institutional and economic basic conditions. Especially the economic pessimistic scenario shows a high threat on the forest resources in the study area. Even protected forests are subject to a high probability of conversion into agricultural land. In contrast, an intensification of the production systems, a sustainable resource planning and an institutionally secured forest management demonstrate a high potential to reduce the deforestation in Central Benin.

Résumé

La forte augmentation de la population et la dégradation croissante des ressources naturelles sont d'immenses défis pour l'avenir de l'Afrique. Des changements dans l'utilisation et l'occupation du sol y jouent un rôle central, étant donné qu'ils peuvent atteindre des fonctions de l'écosystème et mettre en danger les moyens de subsistances des populations rurales.

Le présent travail explore, en associant trois méthodes, la télédétection, le SIG (Système d'Information Géographique) et la simulation informatique, la dynamique de l'utilisation du sol dominante ainsi que des scénarios de changements futurs dans l'utilisation du sol au centre du Bénin. L'étude est réalisée dans le cadre du projet IMPETUS, qui analyse les effets du changement global sur le cycle de l'eau en Afrique de l'Ouest. La zone d'étude se caractérise par une faible densité de population et des systèmes de production en petites exploitations agricoles. L'analyse d'images prises par satellite en 1991 et 2000 montre une dynamique d'utilisation du sol différenciée selon les régions. Ainsi, dans des régions à densité de population plus élevée on note déjà aujourd'hui un manque important d'espace disponible. On ne peut gagner là de nouvelles surfaces agricoles qu'au détriment de la période de jachère, avec à long terme une diminution de la fertilité du sol. De grandes parties du domaine d'investigation présentent cependant encore des zones étendues de forêts et de savane, qui de plus en plus, deviennent la zone de prédilection des migrants. Un droit incertain quant à l'exploitation du sol et l'absence d'une gestion des ressources naturelles mènent ici à une colonisation agraire anarchique avec des taux de déforestation élevés. Durant la période examinée, ce sont environ 61 000 hectares de savane et de forêt qui ont été transformés en terre arable, si bien que les points-chauds régionaux de la déforestation ont pu être mis en évidence par l'analyse des images-satellites. Au total, la surface agricole exploitée a augmenté de 70 %. La forte dynamique intra-annuelle de la végétation à cause des saisons humides et sèches représente une difficulté particulière pour la classification de l'utilisation du sol, ce qui peut induire une classification imprécise.

Afin de prévoir les différents scénarios de l'utilisation et de l'occupation du sol, il a fallu adapter le concept du modèle de simulation CLUE-S au domaine d'investigation. Grâce à l'intégration du concept du modèle de simulation dans la plate-forme de modélisation nouvellement développée XULU, on a pu considérablement améliorer l'utilisation en intégrant le management des données et un contrôle flexible du modèle. Les projections de cartes sur l'utilisation du sol, qui ont été élaborées à l'aide de modèles logistiques de régression, constituent un paramètre d'entrée important du modèle. Avec au total onze variables explicatives („driving forces“), bien localisées, il est possible d'expliquer avec une grande précision les modèles de l'utilisation du sol et des changements dans l'utilisation du sol. Des facteurs socio-économiques tels que la densité de la population et les fonctions de distance (par exemple la distance jusqu'à la prochaine rue) ont la plus grande influence aussi bien sur la répartition de l'utilisation du sol que sur le changement de l'utilisation du sol. Des facteurs supra-régionaux comme la distance jusqu'au grand marché le plus proche ont par contre peu d'influence sur le changement de l'utilisation du sol. La thèse le confirme bien, selon laquelle c'est la dynamique de la population qui est le moteur primaire du développement et non pas les proxyfacteurs économiques. Les facteurs liés à la constitution naturelle des lieux n'ont d'influence sur l'utilisation du sol que s'il s'agit de lieux spécifiques (sites de vallée, inselberg).

Les calculs de scénarios sont donc fondés en premier lieu sur les résultats de projections démographiques, ainsi que sur le besoin de surface agricole par tête. L'augmentation de surface agricole varie en fonction des conditions institutionnelles et économiques d'environ 20 %. Les ressources en forêts sont menacées particulièrement dans le scénario économiquement pessimiste,

même les forêts protégées par l'Etat sont alors transformées partiellement en surfaces labourées. L'intensification des systèmes de production agricole, la planification soutenable de l'utilisation du sol et la protection institutionnelle des ressources forestières sont en revanche un fort atout pour la réduction de la déforestation au centre du Bénin.

1 Einführung und Konzeption der Arbeit

1.1 Hintergrund und Problemstellung

Die Veränderungen der Landoberflächen durch menschliche Aktivitäten werden neben den anthropogenen Klimaveränderungen als die wichtigsten Eingriffe in den Naturhaushalt angesehen (Ojima et al., 1994; Vitousek et al., 1997; Foley et al., 2005; Lambin/Geist, 2006). Die Landbedeckung ist ein elementarer Bestandteil aller Ökosysteme und eine Veränderung hat Folgen für das Klima (Pielke & Avissar, 1990; Bounoua et al., 2002; Feddema et al., 2005; Hegerl et al., 2007), die Hydrologie (Defries & Belward, 2000; Costa et al., 2003; Giertz et al., 2005; Lehrter, 2006), die Biodiversität (Dirzo & Raven, 2003) und biogeochemische Kreisläufe (Melillo et al., 2003; Fisher et al., 2006). Dabei sind die Veränderungen größtenteils anthropogen verursacht: „*The land-cover changes worldwide of the present and the recent past are overwhelmingly the result of human action – of activities largely aimed at modifying or converting land covers for the purposes of production and, to a lesser extent, settlement.*“ (Turner II et al., 1995, S. 11). Die Landnutzung unterliegt jedoch auch natürlichen Rahmenbedingungen, die sich zyklisch oder abrupt ändern können. In fragilen Ökosystemen kann das bedrohliche Folgen nach sich ziehen. Exemplarisch hierfür stehen die Sahel-Dürren der 70er und 80er Jahre¹ (Nicholson, 2001; Hulme, 2001).

Landbedeckungsänderungen als Ergebnis menschlicher Aktivitäten haben vielerorts negative Auswirkungen auf den Naturhaushalt und damit auf die Ressourcengrundlage der Menschen. Dies kann sich im extremen Fall in katastrophalen Ereignissen zeigen (z. B. Berggrutsche durch Entwaldung), oft sind die Veränderungen aber schleichend und werden erst bemerkt, wenn mögliche Rehabilitationsmaßnahmen aufwändig sind (z. B. anhaltende Bodenerosion). Die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen zeigen sich auf der lokalen bis regionalen Skala, werden jedoch in ihrer Summe zunehmend zu einem wichtigen globalen Faktor. Dabei stellt sich die Kernfrage, wie bei einer notwendigen Nutzung der Ökosysteme zur Beschaffung von Nahrungsmitteln, Baustoffen, Wasser und Bauland die Ökosystemdienstleistungen (ecosystem goods and services) langfristig nicht beeinträchtigt werden, bzw. wie sie erhalten werden können (Foley et al., 2005). Daher findet sich dieses Thema auch in den Agenden vieler großer Berichte und Programme². In den 90er Jahren wurde darüber hinaus gemeinschaftlich vom *International Geosphere-Biosphere Programme* und dem *International Human Dimensions Programme* das Forschungsprojekt *Land Use and Land Cover Change Project* (LUCC) ins Leben gerufen, das momentan durch das Global Land Project (GLP) seine Fortsetzung findet (GLP, 2005).

Die wissenschaftliche Beschäftigung mit dem Thema der Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen steht auf der einen Seite vor einem großen Bedarf an einem besseren Prozessver-

¹ Die Ursachen und Folgen der Desertifikation und Bodendegradation sind jedoch sehr komplex und können nicht monokausal mit klimatischen Veränderungen erklärt werden. Siehe z. B. Mortimore & Adams (1999); Hammer (2001); Warren (2002)

² Dabei sind u. a. International Panel on Climate Change (IPCC, 2007), Millennium Ecosystem Assessment (2005) und United Nations Environment Program (UNEP, 2002) zu nennen, sowie die globalen Aktivitäten der Vereinten Nationen zur nachhaltigen Entwicklung wie Rio+10 (United Nations, 2002)

ständnis, auf der anderen Seite aber vor einer hohen Komplexität durch vielfältige Interaktionen mit anderen Kompartimenten des Erdsystems. Ein interdisziplinärer Forschungsansatz ist hierbei unumgänglich, um die Mensch-Umwelt-Beziehungen adäquat zu erforschen (Kotchen & Young, 2007). Neben den mittlerweile etablierten Methoden zur Analyse von Landnutzungsveränderungen wie z.B. Fernerkundung und Geographische Informationssysteme (GIS) ist besonders die Modellierung eine neue Komponente, mit der die Prozesse und Wechselwirkungen formalisiert werden können (Verburg et al., 2006). Dabei können neue Einsichten gewonnen und mögliche zukünftige Änderungen unter bestimmten Rahmenbedingungen simuliert werden. Die Kombination von Fernerkundung, GIS und Modellierung stellt dabei eine neue Herausforderung dar, deren Möglichkeiten in der vorliegenden Arbeit untersucht werden sollen.

Gerade in den wenig entwickelten Ländern und insbesondere in Afrika ist die Datenlage bezüglich aktueller Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen z.T. sehr schlecht, da oftmals nur lückenhafte amtliche Landnutzungsstatistiken geführt werden. Während für den Sahel durch die klimatisch bedingten Dürren und die offensichtliche Bodendegradation viele Studien zur Landnutzung vorliegen (Reenberg, 1997; Mortimore & Adams, 1999; Hammer, 2001; Warren, 2002), gibt es vergleichsweise wenige Arbeiten zum westafrikanischen „Middle Belt“³, der Zone dichter Waldsavannen zwischen Atlantikküste und Sahel, in der das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit liegt. Auch Lambin et al. (2003) stellen heraus, dass für alle afrikanischen Trockenwälder und Waldsavannen nur wenig Informationen bezüglich der Landnutzung vorhanden sind.

Generell ist die Landnutzung in Westafrika großteils durch Kleinbauern und einen hohen Anteil an Subsistenzlandwirtschaft geprägt. Der Anbau von Feldfrüchten erfolgt extensiv mit variablen Brachezyklen. Plantagen zur Erzeugung von Cash Crops existieren v. a. im feuchteren Süden, haben aber durch die Rezession in den 90ern und die fallenden Weltmarktpreise an Bedeutung verloren. Statistische Daten⁴ der Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) zeigen, dass die Erträge der landwirtschaftlichen Produktion in den letzten Jahrzehnten zwar zugenommen haben, der Pro-Kopf-Index sich aber kaum verändert hat. Dies macht deutlich, dass zum einen so gut wie keine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion (Ertrag pro Fläche) stattfindet, und dass zum anderen immer mehr Flächen zur Produktion des steigenden Nahrungsmittelbedarfs der wachsenden Bevölkerung notwendig sind, bzw. der Bedarf durch Importe gedeckt werden muss⁵.

In weiten Teilen Westafrikas besteht ein großer Bedarf an zusätzlichen landwirtschaftlichen Flächen, da sich in den nächsten 30 Jahren die Bevölkerung verdoppeln wird (Cour & Snrech, 1998). Gleichzeitig wird die landwirtschaftliche Produktion ihre zentrale Rolle in der Gesamtwirtschaft beibehalten, so dass sich die Frage stellt, welche Regionen einer landwirtschaftlichen Flächenexpansion unterworfen sind bzw. es in Zukunft sein werden. Obwohl die Böden der Savannenzone des westafrikanischen „Middle Belt“ insgesamt nicht besonders fruchtbar sind, zeigt sich in einzelnen Studien, dass die großen Wald- und Savannenflächen z.T. hohe Entwaldungsraten aufweisen und damit einem hohen Nutzungsdruck unterliegen (Braimoh, 2003; Wardell et al., 2003). Dies ist auch der Fall in Zentralbenin, dem Untersuchungsraum der vorliegenden Arbeit.

Die Bevölkerung in Benin wird sich von aktuell knapp 8 Mio. Einwohnern auf über 14 Mio. Einwohner bis 2030 vergrößern (INSAE, 2003a). In mehreren Regionen ist schon heute die landwirtschaftliche Produktion durch eine hohe Bevölkerungsdichte (im Süden) oder mangelnde Bodenfruchtbarkeit (v. a. im Nordwesten) eingeschränkt (Igue et al., 2000; MEHU, 2000). Limitie-

³ Zum Begriff des ‘Middle Belt‘ siehe Manshard (1986) und Gleave & White (1969).

⁴ <http://faostat.fao.org>

⁵ Tatsächlich zeigt nur Nigeria einen nennenswerten Anstieg an Importen

rende Faktoren bei der Intensivierung sind v. a. mangelndes Kapital zum Erwerb von Produktionsmitteln wie Dünger, und verfügbare Arbeitskräfte (Weber et al., 1996; Kormawa et al., 2003). Eine Produktionssteigerung erfolgt daher fast ausschließlich über die Erweiterung der genutzten Fläche. So hat sich zwischen 1990 und 2005 die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Benin von ca. 1,3 Mio. ha auf knapp 2,5 Mio. ha fast verdoppelt⁶. In der gleichen Zeit verringerte sich die Waldfläche jährlich um ca. 65 000 ha (FAO, 2007). Es ist zu vermuten, dass ein erheblicher Teil des Waldverlustes durch landwirtschaftliche Flächenexpansion erfolgt, da in Benin so gut wie keine großflächige forstwirtschaftliche Abholzung natürlicher Wälder stattfindet. Für eine nachhaltige Landnutzungsplanung sind daher präzise und verlässliche Daten sowohl der aktuellen Landnutzungsveränderungen als auch der möglichen zukünftigen Entwicklungen unerlässlich.

Im Gegensatz zum dicht besiedelten Süden Benins ist im zentralen Teil des Landes die Bevölkerungsdichte (noch) sehr niedrig und es sind ausreichend Flächen zur landwirtschaftlichen Produktion vorhanden. Dies hat jedoch zur Folge, dass zum einen der illegale Holzeinschlag hier besonders ausgeprägt ist, und zum anderen, dass sehr viele Bauern in diese Region einwandern, was wiederum zu beträchtlichen Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen führt (Doeven-speck, 2005). Genaue Zahlen zur Landnutzungsdynamik und deren räumlichen Mustern liegen bisher nicht vor. Hier soll die vorliegende Arbeit ansetzen und auf der Basis von Fernerkundungsdaten die aktuellen Landnutzungsveränderungen analysieren.

1.2 Ziel und Gliederung der Arbeit

Ziel der Arbeit ist es, die aktuelle Dynamik der vorherrschenden Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen einer Region der wechselfeuchten Tropen am Beispiel Zentralbenins zu beschreiben. Dabei sollen unter Berücksichtigung der aktuellen Rahmenbedingungen die Veränderungsgeschwindigkeiten und -richtungen sowie die Antriebskräfte quantifiziert werden. Um Szenarien der zukünftigen Landnutzung zu berechnen, wird ein räumlich explizites Modell eingesetzt, das in eine neu entwickelte Modellierungsplattform integriert wird. Damit soll ein Beitrag zum besseren Verständnis der aktuell ablaufenden Landnutzungsveränderungen in den westafrikanischen Savannen geleistet werden. Darüber hinaus werden belastbare Informationen für eine nachhaltige Landnutzungsplanung abgeleitet. Während bisherige Arbeiten zur Landnutzung in Westafrika hauptsächlich deskriptiv oder statistisch erklärend arbeiten, soll hier versucht werden, ein räumlich explizites dynamisches Modell zu parametrisieren, mit dem zukünftige Szenarien berechenbar sind.

Das Untersuchungsgebiet ergibt sich durch das IMPETUS-Projekt (siehe folgendes Kapitel) und umfasst das Flusseinzugsgebiet des oberen Ouémé in Zentralbenin mit ca. 14 000 km². Diese Region zeichnet sich durch eine sehr geringe Bevölkerungsdichte aus, große Teile der Region sind unbesiedelte Savannen und Wälder. Einzelne Bereiche zeigen jedoch eine mehr oder weniger intensive landwirtschaftliche Nutzung bei entsprechender Bevölkerungsdichte.

Innerhalb des IMPETUS-Projektes entstand eine weitere Arbeit, die sich mit dem Thema der Landnutzungsänderung und deren Modellierung befasst (Orékan, 2007). Diese Studie wurde jedoch auf einer lokalen Skala erstellt (ca. 900 km²) und untersucht speziell die Veränderungsprozesse durch eine rapide ablaufende Agrarkolonisation entlang einer neuen Piste im Süden des oberen Ouémé-Einzugsgebietes. Dabei wurden charakteristische sozio-ökonomische Merkmale durch eine Befragung ermittelt und in Beziehung zu den Landnutzungsänderungen gesetzt.

⁶ <http://faostat.fao.org>

Die Ergebnisse zeigen eine starke Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderung, die bei Fortschreibung der Entwicklung einen kompletten Verlust der Savannen- und Waldflächen im lokalen Untersuchungsgebiet zur Folge haben können.

Die vorliegende Arbeit untersucht dagegen die Prozesse auf einer regionalen Skala, auf der lokale Prozesse zwar durchaus sichtbar werden, jedoch Einschränkungen durch höhere Hierarchielevel unterliegen und daher nicht unabhängig voneinander ablaufen (vgl. Turner II et al., 1995). Die regionale Skala impliziert dabei eine andere räumliche Abgrenzung *und* eine andere räumliche Auflösung der verwendeten Daten als in der Arbeit von Orékan. Im Einzelnen sollen folgende Fragen bearbeitet werden:

- Wie stellt sich die Landbedeckung/Landnutzung im Untersuchungsgebiet dar und welcher Veränderungsdynamik ist sie unterworfen?
- Welches sind die dominanten Prozesse und gibt es regionale Unterschiede? Wie lassen sich mögliche Unterschiede im sozio-ökonomischen Kontext erklären?
- Welche quantifizierbaren Faktoren bestimmen die Landnutzungsmuster und deren Änderung?
- Mit welchem Modellierungsansatz kann die erfasste Landnutzungsänderung simuliert werden?
- Welche Szenarien zukünftiger Entwicklung sind denkbar und wie können diese räumlich explizit modelliert werden? Welche Aussagen lassen die Ergebnisse zu und welche Konsequenzen können daraus gezogen werden?

Um die aufgeführten Fragestellungen zu beantworten, soll an dieser Stelle ein erster Überblick der angewendeten Daten und Methoden gegeben werden, auf den ggf. später zurückgegriffen werden kann (Abbildung 1.1). Die Basis der Arbeit stellt die Analyse und Interpretation von Satellitendaten dar, die sich – unter Beachtung der noch zu diskutierenden Probleme – sehr gut dazu eignen, räumlich homogene und konsistente Flächendatensätze der Landnutzung/Landbedeckung zu erstellen. Um die Landnutzungsveränderungen zu erklären, müssen relevante Antriebskräfte (erklärende Variablen) gefunden und quantifiziert werden. Damit kann die ortsbezogene Auftretenswahrscheinlichkeit der Landnutzungskategorien per logistischer Regression berechnet werden. Um das Modell erfolgreich antreiben zu können werden neben den Wahrscheinlichkeitskarten der Bedarf an Landnutzungsänderung sowie weitere Modellparameter benötigt. Szenarien lassen sich berechnen, indem entsprechende Parameter für unterschiedliche konsistente Rahmenbedingungen angepasst werden. Insgesamt stellt sich für die Untersuchungsregion das Problem, dass nur wenige großflächige und homogene Daten verfügbar sind (vgl. Igue et al., 2003).

Die Arbeit gliedert sich neben der Einleitung in vier Hauptteile, die jeweils eine geschlossene Einheit mit Methodenbeschreibung und Ergebnissen bilden, jedoch inhaltlich aufeinander aufbauen (Abbildung 1.2). Das **zweite Kapitel** ist einer knappen Übersicht über die konzeptionellen und methodischen Ansätze der Landnutzungs-/Landbedeckungsforschung und der Modellierung gewidmet. Dabei sollen zum einen die verwendeten Begriffe geklärt, zum anderen aber auch die verschiedenen Modellansätze beschrieben und bewertet werden. Daraus wird die Begründung für das verwendete Landnutzungsmodell abgeleitet. Im **dritten Kapitel** wird die Landnutzung basierend auf Fernerkundungsdaten quantifiziert, und aktuelle Veränderungsdynamiken werden analysiert. Dies erfolgt vor dem Hintergrund der vielfältigen sozioökonomischen und naturräumlichen

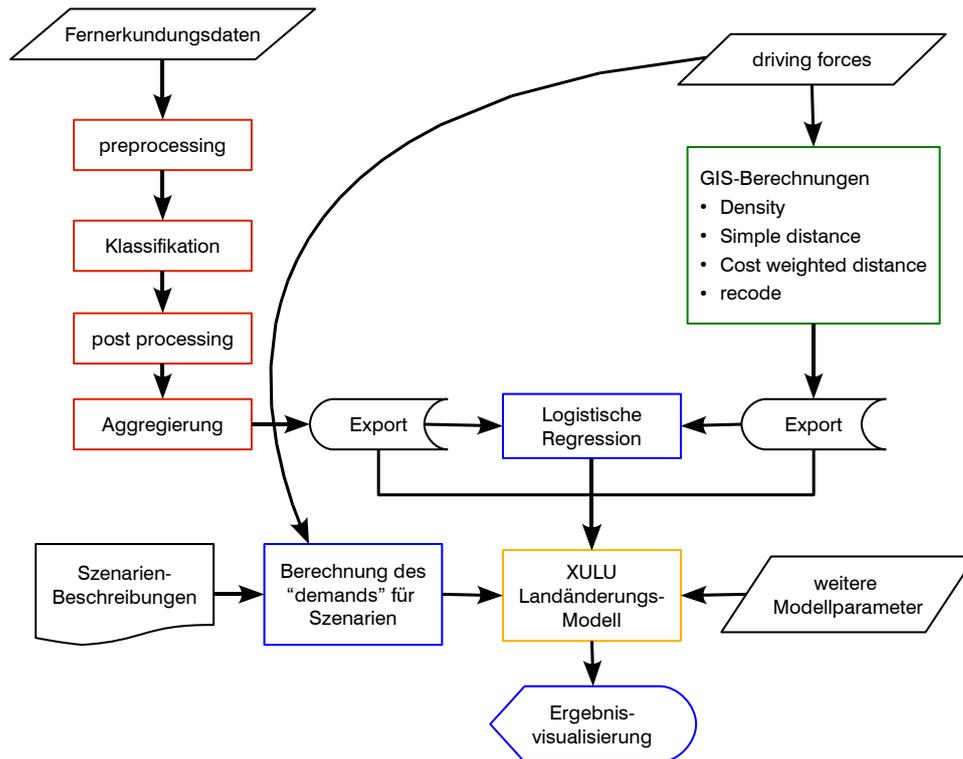


Abbildung 1.1: Übersicht über die Datenverarbeitung in der vorliegenden Arbeit. Die Farben entsprechen dabei der verwendeten Software: Rot = ERDAS IMAGINE, Grün = ArcGIS, Blau = R, Gelb = XULU

Rahmenbedingungen, die einleitend diskutiert werden. Auf der Grundlage der Landnutzungsdaten wird dann im **vierten Kapitel** ein räumlich explizites Modell der Landnutzungsveränderung parametrisiert. Hierbei wird zuerst ausführlich das Modellkonzept und dessen Umsetzung in eine neue Modellierungsplattform dargestellt. Anschließend wird die Parametrisierung und ihre Problematik beleuchtet, bevor dann die Ergebnisse der Modellierung beschrieben werden. Im **fünften Kapitel** werden dann, aufbauend auf den vorigen Ergebnissen, Szenarien zukünftiger Landnutzungsveränderungen im Untersuchungsgebiet entwickelt. Dabei wird versucht, einzelne Szenarienbedingungen aus den Ergebnissen des dritten Kapitels abzuleiten. Abschließend werden die gesamten Ergebnisse im **sechsten Kapitel** zusammenfassend dargestellt.

1.3 Einbettung in das Fach Geographie und das IMPETUS-Projekt

Die Beschäftigung mit der räumlichen Verbreitung unterschiedlicher Landnutzungen stellt schon seit langer Zeit ein wichtiges Thema der Geographie dar (von Thünen, 1842), und Standort- und Produktionsfragen sind bis heute ein zentrales Thema v. a. der Wirtschafts- bzw. Agrargeographie. Mit der zunehmenden Erkenntnis, dass die Landnutzung bzw. deren Veränderung unmittelbare (negative) Folgen für den Naturhaushalt hat, werden Fragestellungen dieses Thema betreffend auch von weiteren Teilbereichen der Geographie bearbeitet. Zunächst wurden eher de-

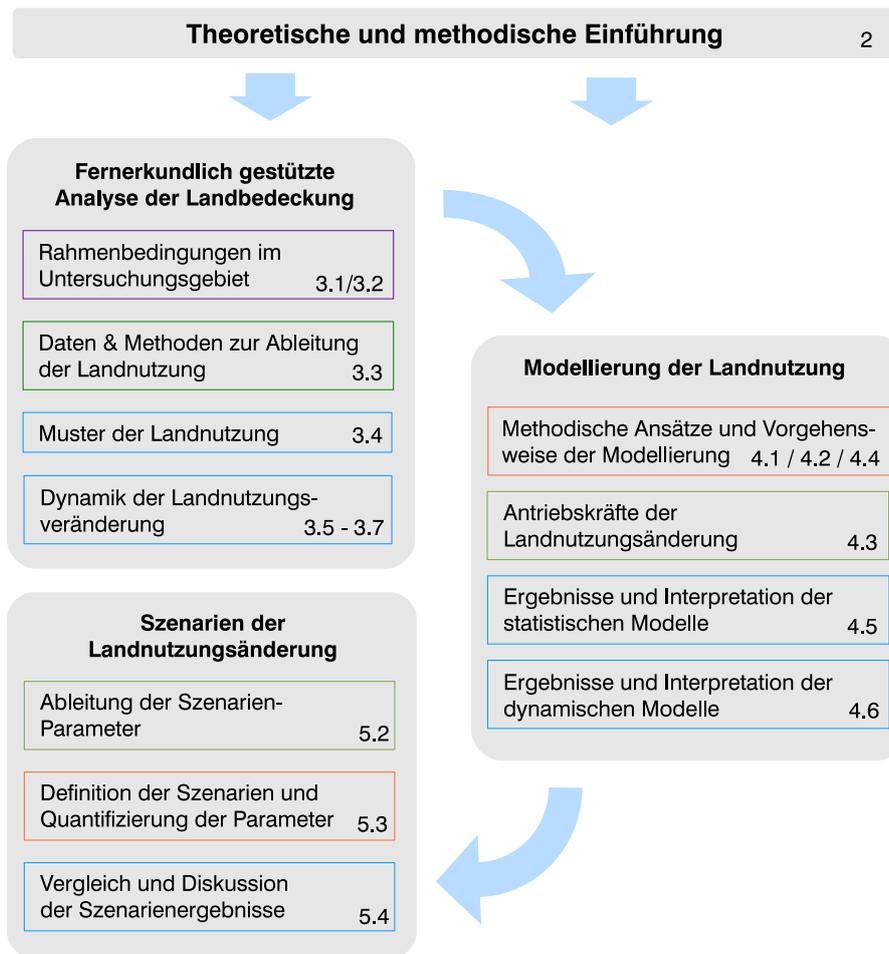


Abbildung 1.2: Gliederung der vorliegenden Arbeit mit Angaben der entsprechenden Kapitel

skriptive Arbeiten erstellt (z.B. Manshard, 1986), die mittlerweile von sehr vielen konzeptionell-erklärenden Arbeiten – nicht alle aus der Geographie – ergänzt werden (z. B. Geoghegan et al. (1998) und Brondizio et al. (2002) zur tropischen Entwaldung und Datenfusion, Reenberg (2001) und Wardell et al. (2003) zur zeitlichen Dynamik, und Briassoulis (2000) und Lambin et al. (2001) zu generellen Erklärungskonzepten).

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung sind jedoch Methoden notwendig, die Aussagen bzw. Prognosen über mögliche Entwicklungen unter sich ändernden Rahmenbedingungen erlauben. Hierfür eignen sich besonders Simulationsmodelle der Landnutzung, die von verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen entwickelt werden. Neue Techniken wie Geographische Informationssysteme (GIS) und Fernerkundung spielen in der Modellentwicklung eine wichtige Rolle, da hiermit Informationen für große Flächen erfasst und verarbeitet werden können und komplexere Analysen möglich sind. Dadurch wird die Bearbeitung von klassischen inhaltlich-geographischen Fragestellungen (Beschreiben und Erklären von Raummustern und raumzeitlichen Zusammenhängen etc.) durch die Modellierung der Landnutzungsänderung auf Basis von Fernerkundungsdaten erweitert. Modelle erfordern mit zunehmender Komplexität immer aufwändigere Datenverarbeitungen und Algorithmen, wodurch der Themenbereich *Landnutzungsmodellierung* zwischen Geographie und Informatik angesiedelt ist.

Die vorliegende Arbeit entstand innerhalb des IMPETUS-Projektes (Integratives Management-Projekt für einen effizienten und tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika), das Teil des von der Bundesregierung geförderten GLOWA⁷-Programms ist. Das Ziel des IMPETUS-Projektes ist die Untersuchung der Auswirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf in zwei Einzugsgebieten in Marokko und Benin (IMPETUS, 2005). Der Hintergrund ist eine langanhaltende Niederschlagsabnahme in Westafrika seit den 70er Jahren (Jenkins et al., 2002), die die Verfügbarkeit von Süßwasser bedroht. In Afrika leben 300 Mio. Menschen in Regionen mit Wasserknappheit, was zu Entwicklungsbehinderung in vielen Sektoren (landwirtschaftliche und industrielle Produktion, Gesundheit etc.) führt (UN Economic Commission for Africa, 2006). Da viele Aspekte des Wasserkreislaufs in Westafrika noch nicht gut verstanden werden, hat sich das IMPETUS-Projekt zum Ziel gesetzt,

- die Mechanismen des Wasserkreislaufs besser zu verstehen (1. Phase, 2000-2003),
- die Erkenntnisse in Modelle einfließen zu lassen, mit denen Schlüsselparameter unter veränderten Rahmenbedingungen simuliert werden können (2. Phase, 2003-2006),
- und die Modelle in räumliche Entscheidungsunterstützungssysteme zu integrieren, damit lokale Stakeholder Werkzeuge zur nachhaltigen (Ressourcen-)Planung an die Hand bekommen (3. Phase, 2006-2009).

Das gesamte Projekt-Konzept basiert auf einer interdisziplinären Zusammenarbeit⁸, um die komplexen Wechselwirkungen der Teilsysteme, die den Wasserkreislauf steuern, überhaupt analysieren zu können. Die vorliegende Arbeit entstand im Teilprojekt A3 (Funktionale Beziehungen zwischen raumzeitlicher Vegetationsdynamik und Wasserkreislauf), zeigt aber vielfältige Verbindungen zu anderen Teilprojekten, da sowohl Ergebnisse anderer Arbeiten in diese Arbeit einfließen als auch umgekehrt.

⁷ GLOWA = Globaler Wandel des Wasserkreislaufs

⁸ Am Projekt sind neben der Geographie mit ihren Teildisziplinen auch Agrarwissenschaften, Biologie, Ethnologie, Geologie, Medizin und Meteorologie beteiligt

2 Der aktuelle Forschungskontext

Zur Bearbeitung der Fragestellungen sind zwei Themenbereiche relevant, die sich jedoch gegenseitig bedingen und ergänzen. Zum einen ist es der gesamte Bereich der Landnutzungs- und Landbedeckungsforschung, zum anderen die computergestützte Modellierung der Landnutzungsveränderungen. Beide Themenbereiche sollen zusammenfassend dargestellt werden, um damit Begriffe und die theoretischen Konzepte zu klären und die nachfolgenden Diskussionen zu erleichtern. Aufgrund der zunehmenden globalen Bedeutung des Forschungsgegenstandes gibt es mittlerweile eine Vielzahl von Publikationen, deren umfassende Auswertung allein aufgrund der großen Menge nicht möglich erscheint. Gleichwohl soll im Folgenden ein Überblick über den aktuellen Forschungsstand versucht werden.

2.1 Konzepte der *Land-System-Forschung*

Die zunehmende Bedeutung der Erforschung der Landnutzungs-/Landbedeckungsänderungen hat ihren Ursprung in der verstärkten Wahrnehmung globaler Umweltveränderungen seit den 1970er Jahren (Lambin et al., 2006). Zunächst wurde die Bedeutung der Landoberfläche als wichtige Grenzfläche des Klimasystems hervorgehoben (Otterman 1974, zitiert in Lambin et al. 2006). Daran anknüpfend wurden zunehmend die komplexen Stoffkreisläufe zwischen Biosphäre und Atmosphäre ins Zentrum der Forschungen gestellt (Houghton et al., 1999; Fisher et al., 2006). Der Zusammenhang von Landnutzungsänderungen und Klimawandel ist bis heute ein herausragendes Forschungsfeld (Chase et al., 2000; Feddema et al., 2005). Neben dem Klimasystem ist eine Reihe weiterer wichtiger Größen wie Biodiversität, Wasserhaushalt und Bodenerosion direkt von Landnutzungs-/Landbedeckungsänderungen betroffen (für eine Übersicht siehe Chhabra et al., 2006), die damit direkt oder indirekt Ökosystem-Leistungen beeinflussen (Meyer & Turner II, 1994; Vitousek et al., 1997).

Eine zweite wichtige Entwicklungsachse begann mit der Nachhaltigkeitsdiskussion¹ Anfang der 1980er Jahre und verstärkt seit dem „Brundtland-Bericht“ 1987 (World Commission on Environment and Development, 1987). Obwohl die Mehrzahl der Landnutzungsveränderungen seit dem Beginn der Industrialisierung positive Folgen hat², haben negative Umweltveränderungen zusammen mit pessimistischen Zukunftsszenarien die Frage nach einer Ressourcen erhaltenden Landnutzung bzw. Wirtschaftsweise aufgeworfen (World Commission on Environment and Development, 1987; Raskin et al., 1998; Raskin et al., 2002).

Beide Forschungsbereiche beanspruchen in jüngster Zeit den Status eigenständiger Wissenschaftszweige: *Sustainability Science* einerseits (Kates et al., 2001; Clark, 2007) und *Land-Change*

¹ Mit Nachhaltigkeit und nachhaltiger Entwicklung ist hier nicht eine rein ökonomische Nachhaltigkeit gemeint, sondern Ressourcen-Nachhaltigkeit, wie sie im „Brundtland-Bericht“ definiert wird („Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“ World Commission on Environment and Development (1987, S. 43). Für eine Diskussion der Nachhaltigkeitskonzepte siehe Grunkemeyer & Moss (1999).

² Hier sind v.a. landwirtschaftliche Produktionssteigerungen, Existenzsicherheit und Wohlfahrt zu nennen. Allerdings gilt dies im Allgemeinen nur für die Industrienationen. Siehe Chhabra et al. (2006).

Science (Rindfuss et al., 2004a) oder *Land-System Science* (GLP, 2005) andererseits. Der Begriff *Land-System Science* beschreibt die Gesamtheit von Landnutzungssystemen mit den inhärenten Rückkoppelungsmechanismen aller beteiligten Teilsysteme, womit die unklare Abgrenzung und Mehrdeutigkeit im Sprachgebrauch des Begriffspaars Landnutzung/Landbedeckung umgangen wird (siehe weiter unten und Abbildung 2.1).

Beide Wissenschaftszweige haben die Interaktionen zwischen Gesellschaft und Natur zum Forschungsgegenstand, jedoch aus einer anderen epistemologischen Perspektive. Während die *Sustainability Science* eher eine normative Haltung einnimmt³, orientiert sich der Forschungsrahmen der *Land-System Science* mehr an positivistischen bzw. deskriptiven Ansätzen. Eine eindeutige Trennung ist jedoch nicht möglich, da beide Wissenschaftszweige methodische Ansätze und inhaltliche Aussagen des jeweils anderen in ihren Forschungsagenden verwenden⁴. Wesentliches gemeinsames Konzept ist der ausgesprochen transdisziplinäre Ansatz, der in eine problemorientierte Sichtweise des Forschungsgegenstandes mündet. Durch den normativen Charakter der *Sustainability Science* ist deren Forschungsausrichtung viel näher an der politischen und gesellschaftlichen Realität und Praxis ausgerichtet. Die wissenschaftliche Untersuchung und praktische Anwendung verlaufen parallel (Kates et al., 2001). *Land-System Science* fokussiert direkt auf die Analyse und Modellierung der Schnittstelle von Gesellschaft und Natur bzw. des gesamten gekoppelten Systems, wobei hier aber ebenso Aussagen über Nachhaltigkeit und Vulnerabilität von Teilsystemen getroffen werden und werden sollen (GLP, 2005, S. 7).

2.1.1 Begriffsdefinitionen und methodische Probleme

Um die folgende Diskussion der Kernkomponenten der *Land-System*-Forschung zu vereinfachen, sollen zunächst einige wichtige Begriffe definiert werden (vgl. Abbildung 2.1). Die *Landbedeckung* (engl. land-cover) beschreibt den physischen Zustand der Erdoberfläche, oft mit bestimmten Kategorien bezeichnet (Vegetation, unbewachsener Boden, Bebauung; vgl. Turner II et al. 1995). Die Landbedeckung kann natürlichen Ursprungs sein, wie z. B. naturnahe Vegetationstypen oder Felsflächen, oder anthropogen verändert oder neu erstellt sein, wie z. B. Ackerflächen, Gebäude, Straßen oder Wasserreservoir (Cihlar & Jansen, 2001). Mit *Landnutzung* (engl. land-use) wird die anthropogene Inwertsetzung der Landbedeckung oder der Zweck einer bestimmten Umwandlung beschrieben (Turner II et al., 1995). Beispiele hierfür sind Siedlungsflächen, Weiden, Ackerflächen oder Verkehr. Die Begriffe Landnutzung und Landbedeckung werden sehr häufig gleichzeitig und in fast beliebigem Austausch verwendet, da sie sich gegenseitig stark bedingen: Eine bestimmte Landnutzung korrespondiert meist mit einer spezifischen Landbedeckung, die sich durch die Art der Nutzung ergibt (Turner II & Meyer, 1994; Briassoulis, 2000; Cihlar & Jansen, 2001). Beispielsweise finden sich forstliche Nutzflächen in Waldgebieten. Auf der anderen Seite kann jedoch eine bestimmte Landbedeckung mehrere Nutzungen erlauben: Waldflächen können zur Holzgewinnung, Frischluftproduktion, Natur- oder Bodenschutz, zum Jagen oder zum Wanderfeldbau genutzt werden. Ein bestimmter Standort kann also nur eine bestimmte Landbedeckung aufweisen, aber durchaus mehrere – unter Umständen konkurrierende – Nutzungsformen. Ob ein bestimmter Standort genutzt wird oder nicht, lässt sich nicht eindeutig klären: durch die Auswirkungen der gegenwärtigen globalisierten Wirtschaftsweise ist davon auszugehen, dass

³ Als Beispiel sei hier die folgende Kernfrage genannt: „What systems of incentive structures – including markets, rules, norms, and scientific information – can most effectively improve social capacity to guide interactions between nature and society toward more sustainable trajectories?“ (Kates et al., 2001, S. 641)

⁴ siehe z. B. GLP (2005), S. 5 und 7 und (Kates et al., 2001, S. 642)

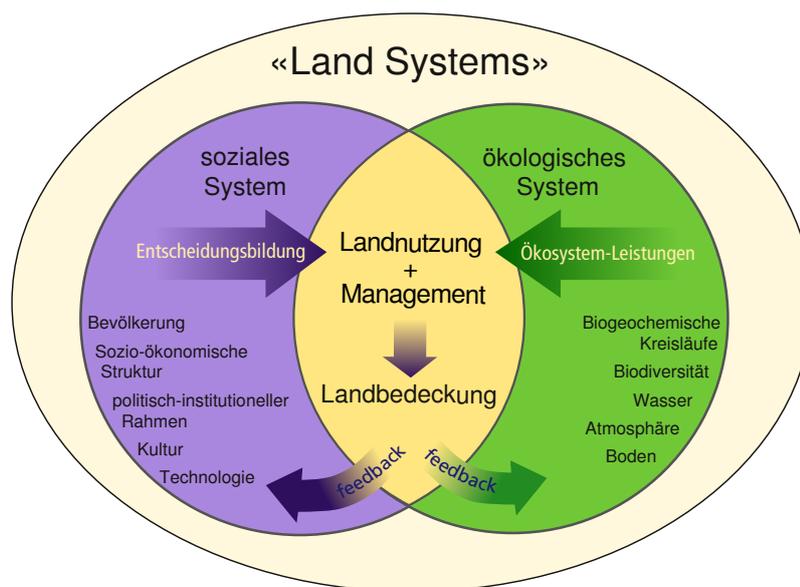


Abbildung 2.1: *Land Systems*: Landnutzungssysteme im Spannungsfeld gesellschaftlicher und ökologischer Systeme. (Schema nach GLP (2005), verändert)

keine „natürlichen“ und damit ungenutzten Flächen mehr vorhanden sind⁵ (Ramankutty et al., 2006). Die Nutzungsintensität verläuft dabei entlang eines kontinuierlichen Gradienten, so dass eine Einteilung in „anthropogen genutzt“ und „natürlich“ nicht sinnvoll erscheint (ebd.). Die Begriffe Landnutzung und Landbedeckung sind also keinesfalls gleichzusetzen, haben jedoch große semantische Überlappungen, was eine holistische Betrachtung und den Vergleich verschiedener Studien erschwert (Briassoulis, 2000).

Die begriffliche Unterscheidung hat nach Turner II & Meyer (1994) historische bzw. disziplinäre Gründe. Die Gesellschaftswissenschaften betrachten den Raum eher unter den Aspekten der Landnutzung, die Naturwissenschaften fokussieren eher auf die Landbedeckung, also auf die physikalisch quantifizierbaren Materialien und Eigenschaften der Erdoberfläche. Zusätzlich spielt auch das Verfahren der Datenaufnahme eine Rolle dabei, in welchem Umfang von Landnutzung oder Landbedeckung gesprochen werden kann. Dies gilt besonders für die Erfassung der Landbedeckung/Landnutzung durch Satellitendaten. Fernerkundungssysteme können mittels optischer oder mikrowellenbasierter Aufnahmegерäte Bilder erzeugen, die den physikalisch-chemischen Zustand der Erdoberfläche darstellen (Richards & Jia, 2006). Damit wird also a priori nur die Landbedeckung visualisiert. Aus diesen Daten kann jedoch durch geeignete Interpretationsverfahren die Landnutzung abgeleitet werden, sei es durch eine direkte Kopplung der Nutzung an bestimmte Landbedeckungseigenschaften (z. B. landwirtschaftliche Nutzung auf unbedecktem Boden = Ackerflächen) oder mit der Hilfe zusätzlicher Informationen (z.B. Parkanlagen in bebautem Gebiet). Treten jedoch in einem Bildausschnitt zwei ähnliche oder gleiche Landbedeckungen auf (z. B. natürlich vorkommende Wiesen und nutzungsbedingte Weiden), können Fehler bei der Bildinterpretation auftreten. Zum Verständnis von Landbedeckung und Landnutzung müssen also zusätzlich zu Satellitenbildern weitere sozioökonomische Daten und Statistiken verwendet

⁵ Auch vordergründig ungenutzte Regionen sind durch die globalen Effekte z. B. des Klimawandels betroffen und daher nicht mehr in ihrem vollkommen natürlichen Zustand.

werden. Dies bedeutet einen räumlich-kausalen Zusammenhang zwischen Rasterdaten und statistischen Daten in unterschiedlichster Form herzustellen und führte zu methodischen Ansätzen, die mit „socializing the pixel“ und „pixelizing the social“ bezeichnet werden (Livermann et al., 1998; Geoghegan et al., 1998). Ein Hauptproblem dieser Ansätze besteht darin, dass die räumliche Auflösung der verschiedenen Datensätze nicht zueinander passt, also Daten unterschiedlicher Beobachtungsskalen und damit Aussageebenen verwendet werden. Speziell bei der Modellierung der Landnutzung kann dies zu Problemen führen.

Eine Schlüsselrolle bei der Interpretation von Fernerkundungsdaten nimmt das Klassifikationschema ein, mit dem unterschiedliche Landnutzungen kategorisiert werden. Meist werden hierarchisch gegliederte Listen der zu extrahierenden Landbedeckungs-/Landnutzungskategorien verwendet. Häufig werden Landbedeckungs- und Landnutzungskategorien gemischt, was bei einer ersten Betrachtung der Realität entspricht, aber zu Inkonsistenzen führen kann (Jansen & Gregorio, 2002). Als eine mögliche Lösung werden nicht mehr kategoriale Klassen angegeben, sondern kontinuierliche Werte bestimmter Eigenschaften der Landoberfläche, also Landbedeckungseigenschaften wie im Fall der globalen „Vegetation Continuous Fields“-Daten des Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)-Sensors (Hansen et al., 2003).

Für eine umfassende Analyse eines Landnutzungssystems ist die Betrachtung der *Veränderung* von Landbedeckung und Landnutzung unerlässlich, da erst die zeitliche Dimension zu einem Verständnis der Entwicklungspfade führt. *Landbedeckungsänderungen* und *Landnutzungsänderungen* sind ebenfalls semantisch eng aneinander gekoppelt. Landnutzungsänderungen werden meist auch eine Veränderung der Landbedeckung zur Folge haben, was im Falle von Siedlungsflächen-erweiterung oder Abholzung massive Auswirkungen auf biophysikalische Zustandsgrößen des Standortes hat. Solche deutlichen Veränderungen werden als *Landnutzungsumwandlung* (engl.: land-cover conversion) bezeichnet und mit einem Wechsel von einer Kategorie in eine andere dargestellt (Turner II & Meyer, 1994; Lambin et al., 2006). Die Landbedeckung kann sich jedoch auch bei gleich bleibender Nutzung ändern, wenn etwa die Regenerationsfähigkeit des Ökosystems überlastet wird und es zur Degradierung kommt (Überweidung, Bodendegradierung etc.) (Turner II & Meyer, 1994). Solche *Landbedeckungsmodifikationen* (engl.: land-cover modifications) sind meist langsam ablaufend und führen nicht zu einer Änderung der Kategorie, sondern nur zu einer Änderung des Charakters oder einzelner Parameter wie Artenzusammensetzung, Abundanz oder Bodenfruchtbarkeit (Turner II & Meyer, 1994; Lambin et al., 2006). Eine andere Art der Modifikation sind Änderungen in der Unterkategorie, etwa wenn eine Fläche weiterhin landwirtschaftlich genutzt wird, jedoch mit einer anderen Anbautechnik (meist handelt es sich um Intensivierung, z.B. von Regenfeldanbau zu Bewässerung) (Jansen & Gregorio, 2002). Die Darstellung und Quantifizierung solcher Modifikationen erfordert eine viel höhere Detailgenauigkeit als die der *land-cover conversions* (Jansen & Gregorio, 2002; Lambin et al., 2006).

2.1.2 Antriebskräfte und Prozessdynamik

Landnutzung spielt sich an der Schnittstelle zwischen Gesellschaft („social system“) und Natur („ecological system“) ab und ist damit abhängig von Einflussfaktoren beider Systeme (Turner II et al., 1995; GLP, 2005) (Abbildung 2.1). Die Ausprägung eines bestimmten Landnutzungssystems ist auf der einen Seite abhängig von den naturräumlichen Rahmenbedingungen und den daraus resultierenden Ökosystem-Leistungen („ecosystem services“), auf der anderen Seite werden Entscheidungen für eine bestimmte Flächennutzung („decision making“) vom sozio-ökonomischen und politischen Umfeld bestimmt. Die Faktoren wirken gleichzeitig auf verschiedenen raum-zeitlichen Ebenen mit unterschiedlicher Stärke. Die Analyse des Wirkungsgeflechts

ist schwierig, da es es sich nach Briassoulis (2000) um ein typisches Metaproblem handelt, also einen Problemkreis, dessen Definition nicht definierte, unendliche und nur teilweise bekannte Variablen einschließt.

Allerdings wurden bisher einige Konzepte zur Strukturierung des Problems vorgeschlagen und auch erfolgreich angewendet. Ein mittlerweile bewährtes Schema unterteilt die Ursachen der Landnutzungs-/Landbedeckungsänderungen in *direkte* (proximate causes) und *indirekte* (underlying causes) (Turner II et al., 1993; Geist & Lambin, 2001; Geist et al., 2006). Unter den direkten Ursachen werden die konkret ablaufenden Mechanismen verstanden, die verantwortlich sind für die Umwandlung oder Modifizierung einer bestimmten Landbedeckung, also anthropogene Aktivitäten der Landnutzung, wie z.B. Landwirtschaft (oder landwirtschaftliche Flächenerweiterung), Forstwirtschaft (oder Abholzung) und Bautätigkeit (oder Siedlungerweiterung) (Geist et al., 2006). Im Fokus stehen hier also immer konkrete Personen oder Akteure, die Landnutzungsentscheidungen treffen und danach handeln. Daraus ergibt sich, dass solche direkten Ursachen immer auf lokaler Ebene (Haushalt, Dorfgemeinschaft) in Erscheinung treten und wirken. Die direkten Ursachen unterliegen jedoch dem Wirkungsgefüge von indirekt wirkenden Faktoren, die die Rahmenbedingungen der Landnutzung darstellen (siehe Abbildung 2.1). Bei diesen *Antriebskräften* (Driving Forces) handelt es sich um ein komplexes Geflecht verschiedenster sozioökonomischer, politisch-institutioneller und biophysikalischer Gegebenheiten, die in der Summe die Bedingungen formen, unter denen die Akteure bestimmte Landnutzungsentscheidungen treffen. Die Wirkungsebene ist im Gegensatz zu den direkten Ursachen nicht auf eine (räumliche) Skalenebene festgelegt, sondern kann von der lokalen (z.B. kulturelle Traditionen, Umweltbedingungen) über die nationale Ebene (z.B. politische Rahmenbedingungen) bis zur globalen Ebene (z.B. Weltmarktpreise, Handelsabkommen) reichen. Oft wirken Faktoren auf mehreren Ebenen gleichzeitig, so dass sich eindeutige Ursache-Wirkungs-Beziehungen bezüglich spezifischer Landnutzungs-/Landbedeckungsänderungen nur schwer herstellen lassen (Geist & Lambin, 2001).

Einzelne Faktoren treten nicht alleine auf, sondern bedingen sich gegenseitig, was zur Bezeichnung einer dritten Kategorie von Antriebskräften geführt hat, der sog. *vermittelnden Antriebskräfte* (mediating factors, vgl. Geist et al., 2006). Solche Faktoren sind z.B. ethnische Zugehörigkeit, Geschlecht, sozialer Status oder Zugangsrechte, die bei gleichen anderen Rahmenbedingungen die Gesamtheit der Akteure in unterschiedliche Gruppen teilen, welche verschiedene Landnutzungsentscheidungen treffen oder treffen müssen. Ein einzelner Faktor ist vom Kontext und damit von anderen Faktoren abhängig und kann deshalb unterschiedliche Wirkungsweisen entfalten und sogar gegenteilige Effekte hervorrufen (Geist et al., 2006).

Eine Änderung der Antriebskräfte wird in den meisten Fällen auch eine Änderung der Landnutzung und damit auch eine Änderung der Landbedeckung verursachen. Die Wirkungsrichtung verläuft zwar hauptsächlich in der Richtung Antriebskräfte → direkte Ursachen, die Folgen der Landnutzungsänderung in Form von Umweltveränderungen können jedoch wiederum auf die Antriebskräfte zurückwirken und diese beeinflussen. Zusätzlich zu den unterschiedlichen räumlichen Skalen entfalten verschiedene Faktoren eine ausgeprägte zeitliche Dynamik, die hochkomplexe nichtlineare Wechselwirkungen entstehen lassen⁶ (Lambin et al., 2003).

Die Analyse von Landbedeckungsänderungen kommt deshalb nicht ohne die Beschreibung der Landnutzung aus und umgekehrt. Eine holistische Betrachtungsweise unter Einbeziehung von mindestens Sozial- und Naturwissenschaften ist notwendig, weshalb mittlerweile beide Aspek-

⁶ Hier sind auf der einen Seite wechselnde politische Regime zu nennen, auf der anderen Seite aber auch großskalige (klimatische) Umweltveränderungen wie Dürren oder El Niño, die lang- oder kurzfristig zu Rückkopplungen mit der Landnutzung führen, welche wiederum Auswirkungen auf die Umwelt haben (für Beispiele siehe Lambin et al., 2003, S. 215ff).

te des Problems unter einem Begriff zusammengefasst werden: *Land-Change Science* (Rindfuss et al., 2004a; Lambin et al., 2006).

2.1.3 Ursachen und Erklärungsansätze

Die Gründe von Landnutzungsveränderungen sind vielfältig und meist spezifisch für bestimmte Regionen, da die Nutzungsweisen an die ökologischen und technologischen Rahmenbedingungen gebunden sind. In den wenigsten Fällen können Änderungen monokausal erklärt werden (Geist & Lambin, 2001), vielmehr müssen mehrere Faktoren in Betracht gezogen werden, die in den meisten Fällen eine kombinatorische Wirkung entfalten. Generell sind es demographische, ökonomische/technologische, institutionelle, kulturelle und naturräumliche Faktoren, die Landnutzungsänderungen bestimmen (Lambin et al., 2003; Geist et al., 2006). Landnutzungsänderungen sind in den meisten Fällen Reaktionen auf geänderte ökonomische Bedingungen (Lambin et al., 2001) oder Folgen von Rückkopplungen zwischen naturräumlichen Bedingungen und (landwirtschaftlichem) Anbausystem (Lambin et al., 2003). Im konkreten Fall kann die individuelle und gesellschaftliche Reaktion auf veränderte Rahmenbedingungen jedoch unterschiedlich sein, weil die Wahrnehmungen der Rahmenbedingungen der Akteure durch verschiedene vermittelnden Antriebskräfte (*mediating factors*) differieren kann. Häufig sind es dann institutionelle Faktoren, die die allgemeinen Rahmenbedingungen zu konkreten, lokal wirksamen Antriebskräften werden lassen. So kann z. B. eine generell bessere Marktlage für Kleinbauern erst dann nutzbar werden, wenn diese durch entsprechende Boden- oder Zugangsrechte die Möglichkeit haben, auch entsprechend marktrelevante Produkte herzustellen. An diesem Beispiel wird auch offensichtlich, dass institutionelle, vermittelnde Antriebskräfte auf verschiedene gesellschaftliche Gruppen unterschiedliche Auswirkungen haben.

Trotz der Vielschichtigkeit der Ursachen gehen Lambin et al. (2001) und Lambin et al. (2003) davon aus, dass sich nur mit einer begrenzten Anzahl von Ursachen der generelle Trend von Landnutzungsveränderungen erklären lassen. Im Wesentlichen können fünf verschiedene Hauptursachen der Landnutzungsveränderungen identifiziert werden (Lambin et al., 2003):

- Ressourcenknappheit, die zu einem erhöhten Nutzungsdruck führt
- neue Möglichkeiten durch veränderte Märkte
- Interventionen außerhalb der regulären Politik
- Verlust der Anpassungsfähigkeit und erhöhte Vulnerabilität
- Veränderungen der sozialen Organisation, des Zugangs zu Ressourcen und der Motivation

Einige der Ursachenkomplexe sind endogen, andere aber exogen bestimmt. Die einzelnen Ursachen treten meist in Kombination auf und können eine bestimmte Entwicklung einleiten oder verändern. Damit können Syndrome beschrieben werden, die archetypische koevolutionäre Muster von Mensch-Umwelt-Wechselwirkungen bezeichnen (Petschel-Held et al., 1999; Geist et al., 2006). Diese Ursachenkomplexe wirken auf unterschiedlichen zeitlichen Ebenen: Sie können, je nach Ausprägung der konkreten Antriebsfaktoren, über einen längeren Zeitraum wirken und graduelle Veränderungen bewirken oder innerhalb kurzer Zeit zu teilweise schockartigen Veränderungen von Umwelt und Gesellschaft führen. Durch eine solche Aggregation der Ursachenkomplexe können typische Entwicklungspfade der Landnutzung und deren Folgen beschrieben werden. Damit ist auch eine Abschätzung oder Vorhersage von wahrscheinlichen zukünftigen

Entwicklungen möglich, was eine Voraussetzung zur Vermeidung von möglichen negativen Folgen für die Umwelt und die Gesellschaft ist (vgl. Kaspersen et al., 1995). Die Aggregation der Ursachenkomplexe kann jedoch nicht den Einzelfall auf lokaler Ebene beschreiben und erklären; dort können diese von vermittelnden Antriebskräften abgeschwächt oder verstärkt werden und zu anderen Ergebnissen als den erwarteten führen. Diese Tatsache hat weitreichende Folgen für die Entwicklung von Landnutzungsmodellen, da sich dabei immer das Problem der Integration unterschiedlicher Skalen und Organisationslevel ergibt (siehe Kapitel 2.2).

2.1.4 Gibt es eine allgemeine *Land-System-Theorie*?

Der Vorteil einer vereinigenden *Land-System-Theorie* bestünde darin, dass für konkrete Forschungsaufgaben ein festgelegter Rahmen vorhanden wäre, an dem sich die methodische Vorgehensweise und Interpretation der Ergebnisse orientieren könnte. Im Verlauf der letzten 100 Jahre wurden vielfältige Versuche unternommen, die Landnutzung bzw. Landnutzungsveränderungen in Theorien zu abstrahieren (für eine umfassende Diskussion siehe Briassoulis (2000)). Da Landnutzung jedoch aus sehr verschiedenen Perspektiven betrachtet werden kann, sind die bestehenden theoretischen Erklärungsansätze sehr stark von der jeweiligen Disziplin und der Epistemologie der Autoren abhängig. Darüber hinaus ist es nicht möglich, ein allgemein gültiges Wirkungsgefüge zwischen Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen zu beschreiben, da je nach Situation immer ein bestimmtes Set an Antriebskräften wirkt und einzelne Faktoren je nach Kofaktoren sehr unterschiedliche Effekte auf die Landnutzung/Landbedeckung haben können (Geist et al., 2006). Bisher wurde noch kein umfassendes theoretisches Konzept vorgestellt (Lambin et al., 2006). Jedoch stellt Briassoulis (2000) die berechtigte Frage, ob es überhaupt zweckvoll ist, eine vereinigende Theorie zu bilden, und ob eine solche tatsächlich gar nicht in der Lage wäre, die komplexen Details eines konkreten Falles in der Realität zu beantworten. Denn nach ihrer Analyse nimmt die Erklärungskraft für konkrete Veränderungen in der Realität mit zunehmendem Abstraktionsniveau des theoretischen Konzepts ab. Darüber hinaus spielen die jeweiligen zeitlichen und räumlichen Skalen eine überaus große Rolle, die eine Vereinheitlichung nur schwer möglich machen. Aus epistemologischer Perspektive ist eine einheitliche Theoriebildung generell nicht möglich⁷. Darüber hinaus können ganz unterschiedliche Ansprüche an eine Theorie gestellt werden: beschreibend, erklärend, modellbildend (und damit geeignet für Vorhersagen) oder normativ. Insgesamt ist es sinnvoll, eine Synthese bestehender Theorien herzustellen, die es erlaubt, generelle Mechanismen im konkreten Fall zu erklären, aber auch offen für lokale Besonderheiten ist (Briassoulis, 2000). Entscheidend hierfür ist eine umfassende Analyse, welche theoretischen Ansätze für welche raum-zeitliche Dimension gelten und welche Aussagen damit getroffen werden können.

Auf der anderen Seite werden von Lambin et al. (2006) die grundlegenden Anforderungen an eine *Land-Change-Theorie* formuliert, die für den entstehenden Wissenschaftszweig *Land-Change Science* stehen soll: Grundlegend ist die Beachtung der Interaktionen zwischen Menschen und Gesellschaft (Akteure) und den bewirtschafteten Landflächen. Als grundlegende Flächeneinheit wird ein „Pixel“ angenommen, jedoch ohne bestimmte Flächenmaße⁸. Eine weitere

⁷ Hier sei auf die grundsätzlichen Unterschiede von normativen und positivistischen Herangehensweisen an das Problem hingewiesen. Für eine weitergehende Diskussion siehe Kapitel 3 in Briassoulis (2000).

⁸ Dies kann jedoch kritisch gesehen werden, da damit Probleme von Rasterdaten sowohl beim Up- und Downscaling als auch bei der genauen Zuordnung von Landparzellen zu Pixeln behandelt werden müssen. Hinzu kommt, dass dadurch eine methodische Festlegung erfolgt (Satellitendaten als Basisdaten und Rastermodelle als Modelltechnik), die nicht notwendig ist.

Anforderung wäre die Integration mehrfacher räumlicher und organisatorischer Skalenbereiche, da sowohl Akteure als auch „Pixel“ auf unterschiedlichen Skalen wirken und beeinflusst werden. Hinzu kommt eine zeitliche Dimension, in der sich die Verbindungen und Wirksamkeiten unterschiedlicher Skalen verändern kann. Landnutzungs-/Landbedeckungsveränderungen zeigen eine ausgeprägte Pfadabhängigkeit insofern, als zukünftige Landnutzungen in einer gewissen Weise immer von der vorausgehenden Nutzung abhängig sind.

Tatsächlich besteht das Problem einer vereinigenden Theorie darin, den gesamten Komplex der Mensch-Umwelt-Beziehungen zu abstrahieren. Hierzu müssten nicht nur mehrere räumliche und zeitliche Skalen betrachtet werden, sondern auch unterschiedliche Organisationslevel, die – u. U. unabhängig von Raum und Zeit – Veränderungsmechanismen steuern. Eine Lösung des Problems ist jedoch bisher nicht erkennbar, da hierbei noch einige methodische Probleme bestehen. Die Bearbeitung der Fragestellungen in der vorliegenden Arbeit erfolgt daher nur auf einer räumlichen Skala.

2.2 Ansätze der Landnutzungsmodellierung

Um die komplexen Zusammenhänge zwischen konkreten Antriebskräften und Landnutzungs-/Landbedeckungsänderungen (im Folgenden auch als Land-Change (LC) bezeichnet) besser zu verstehen, können die beobachteten Prozesse durch Modelle formalisiert werden. Modelle sind Abstraktionen oder Vereinfachungen der realen Welt, wobei Elemente, die als wichtig angesehen werden, einbezogen werden und weniger relevante Aspekte vernachlässigt werden (Wainwright & Mulligan, 2003). Dies führt jedoch zu einem generellen Problem bei der Modellentwicklung:

„... the reduction and simplification of this real world diversity to serve the purposes of model building is either extremely difficult, or results in a very crude representation of reality. The contrary may happen also; models have a very complicated structure that is impossible to handle within the bounds of reasonable time and other resources to provide answers to practical problems“ (Briassoulis, 2000, Kapitel 3.1)

Im speziellen Fall der LC-Modelle stellen sich besondere Anforderungen, denn der modellierte Gegenstand weist eine hohe Komplexität auf:

„Non-cyclic, path-dependent systems show three particularly troublesome properties for modelling [...]: inherent non-predictability, potential non-superiority of outcomes, and structural rigidity“ (Turner II et al., 1995, S. 13)

Aus diesem Grund und weil bisher keine vereinigende Land-Change-Theorie existiert (Lambin et al., 2006), wurden viele verschiedene Modellkonzepte entwickelt, die sehr unterschiedlichen Perspektiven auf das Problem haben. Bei der Konzeption bestehen jedoch zwei grundlegende Anforderungen (Veldkamp & Lambin, 2001):

1. Die Identifikation der wirksamen Antriebskräfte der Landnutzungsveränderung und
2. die methodische Umsetzung des Wirkungsgefüges in ein Modell.

Ein Modell sollte dabei mindestens eine der drei folgenden Fragen beantworten können (Lambin, 2004): A) Welche sozioökonomischen und biophysikalischen Variablen tragen am meisten

zur Erklärung von Landnutzungsveränderungen bei und warum? B) Welche Orte sind von Landnutzungsänderungen betroffen und wo? C) Mit welcher Rate verändert sich die Landnutzung und Landbedeckung und wann?

Ein bestimmtes Modell kann per definitionem nicht alle Aspekte der Realität abbilden, erlaubt jedoch das Systemverhalten unter den gegebenen Randbedingungen zu beobachten (Lambin, 2004). Das heißt, ein sehr tiefgreifendes prozessanalytisches Verständnis kann unter Umständen nicht vollständig in ein Modellsystem implementiert werden, sondern muss sich mit der Integration bestimmter relevanter Teile begnügen.

Modelle können ganz unterschiedliche Aufgaben erfüllen und weisen deshalb auch sehr unterschiedliche Funktionsweisen auf. Im konkreten Fall von Land-Change-Modellen können folgende Anwendungen genannt werden (Briassoulis, 2000):

1. im anwendungsorientierten Bereich:
 - als Entscheidungshilfe
 - zur Vorhersage von zu erwartenden Veränderungen bei gegebenen Rahmenbedingungen (*predictive models*)
 - zur Folgenabschätzung (*impact assessment*)
 - zur Berechnung einer optimalen Landnutzungs-Verteilung (*prescriptive models*)
2. im Bereich der Forschung
 - zur Beschreibung von raum-zeitlichen Zusammenhängen von Antriebskräften und Landnutzung (*descriptive models*)
 - als Mittel, um Zusammenhänge erklärend darzustellen⁹ (*explorative model*).

In Bereich der Forschung dienen Modelle als Werkzeug, mit dem die komplexen Interaktionen von Landnutzungssystemen vereinfacht abgebildet werden können und damit funktionelle Strukturen aufgedeckt und das sich daraus ergebende Wirkungsgefüge auf seine Relevanz geprüft werden kann. Gleichzeitig können Verständnislücken offensichtlich werden, wenn der Modellalgorithmus keine validen Ergebnisse liefert (Verburg et al., 2006). Modelle sind darüber hinaus geeignet, mögliche zukünftige Entwicklungen zu erkunden, indem verschiedene „was wäre wenn“-Szenarien durchgespielt werden. Damit können potentiell kritische Entwicklungen gefunden und visualisiert werden. Modelle und Modellergebnisse spielen eine wichtige Rolle in der Kommunikation in interdisziplinären Forschungsprojekten, da die Teilnehmer die Möglichkeit haben, sich mit unterschiedlichen Begrifflichkeiten einer gemeinsamen Idee zu nähern (Verburg et al., 2006). Den gleichen Vorteil können verschiedene Stakeholder nutzen, indem Effekte verschiedener Planungsinteressen visualisiert und kommunizierbar gemacht werden. Damit können Modelle nicht nur ausschließlich für eine Aufgabe aus obiger Liste verwendet werden, sondern dienen oft auch mehreren Zwecken gleichzeitig.

Modelle werden entsprechend bestimmter theoretischer Annahmen der Landnutzungsdynamik konstruiert. Je nach untersuchtem Prozess, Problemdefinition, Modelltechnik und disziplinärem Kontext der Autoren werden sehr unterschiedliche Verfahren eingesetzt. Es existieren Modelle für viele unterschiedliche Prozesse von Landnutzungsänderungen, entweder spezialisiert auf einen

⁹ Dies sieht Briassoulis jedoch problematisch, da die Erklärung rein mathematisch oder statistisch erfolgt, damit aber keine tatsächlich kausalen Zusammenhänge nachweisbar sind wie etwa bei beim theoretischen Modell.

Prozess oder allgemein für alle Landnutzungsänderungen. Eine generelle Einordnung oder Gruppierung der vorhandenen Modellansätze ist aufgrund der Heterogenität der Modelle schwierig. In der Literatur finden sich mehrere Gruppierungsansätze. Die grundlegendste Einordnung mit einer sehr allgemeinen strukturellen Gliederung benutzen [Agarwal et al. \(2002\)](#), indem sie die untersuchten Modelle durch drei Dimensionen beschreiben. Diese werden in einem Kubus mit den drei Achsen Raum, Zeit und anthropogene Interaktion (human decision making) dargestellt. Der Achsenverlauf zeigt die zunehmende Komplexität (im Sinne von Auflösung oder Interaktion). Dies ermöglicht keine diskrete Einteilung im strengen Sinn, erlaubt jedoch die Einordnung und den Vergleich aller Modelle nach diesen grundlegenden Eigenschaften. Darüber hinaus lässt sich hypothetisch ein perfektes Mensch-Umwelt-Modell definieren, nämlich dort, wo alle drei Merkmale ihre maximale Ausprägung erreichen.

Andere Autoren versuchen die Modellansätze mehr inhaltlich nach ihrem methodischen oder konzeptionellen Aufbau zu gliedern. So werden zwischen drei ([Verburg et al., 2003b](#)) und sechs ([Brimoh, 2003](#)) Klassen von Landnutzungsmodellen unterschieden, wobei [Briassoulis \(2000\)](#) die ausführlichste Übersicht und Diskussion von Landnutzungsmodellen mit Untergruppen bietet¹⁰. Keine Gruppierung im klassischen Sinn, sondern eine Gegenüberstellung verschiedener Merkmale von LC-Modellen, findet sich in [Verburg et al. \(2006\)](#), die nach folgenden Eigenschaften vergleicht: räumlich versus nicht-räumlich, dynamisch vs. statisch, deskriptiv vs. präskriptiv, deduktiv vs. induktiv, agenten-basierte vs. pixelbasierte Repräsentation und globale vs. regionale Modelle. Damit sind alle wichtigen Aspekte genannt, die bei Landnutzungsmodellen eine Rolle spielen. Zu den weiter oben genannten Aspekten Raum, Zeit und Anwendungsgebiet kommt damit noch die Methodik (technisch und erkenntnistheoretisch) hinzu.

Die Gliederung der im Folgenden charakterisierten Modellansätze orientiert sich an den genannten Arbeiten, wobei die Unterscheidung sowohl nach methodischen als auch konzeptionellen Kriterien erfolgt.

2.2.1 Empirisch-statistische Modellansätze

Empirisch-statistische Modellansätze dienen in erster Linie dazu, die Ursachen von Landnutzungs-/Landbedeckungsänderungen mittels unabhängiger Faktoren und multivariater Statistik zu identifizieren ([Lambin, 2004](#)). Hierbei wird zwischen einer abhängigen Variablen (Landnutzungsänderung oder Änderungsrate) und einer oder mehreren erklärenden Variablen (driving forces) eine statistische Beziehung hergestellt. Je nach verfügbaren Daten werden verschiedene Methoden angewandt. Eine umfassende Methodenübersicht gibt [Lesschen et al. \(2005\)](#). Die gebräuchlichsten sind lineare Regression und multiple logistische Regression ([Briassoulis, 2000](#)). Liegen die Landnutzungsdaten als kontinuierliche Werte vor (z.B. Anteile in einer Pixelzelle oder einer administrativen Einheit) werden lineare Regressionsverfahren eingesetzt (als Beispiele siehe [Wood & Skole 1998](#); [Kok & Veldkamp 2001](#) sowie: [Verburg & Chen 2000](#)). Diese Methode eignet sich besonders, wenn die Quantität an Landnutzungsänderungen erklärt werden soll ([Wood & Skole, 1998](#); [Brimoh, 2003](#)).

Häufig liegen die Informationen über die Landnutzung jedoch als diskrete Klassen je räumlicher Einheit vor (z.B. aus Fernerkundungsdaten abgeleitete Landnutzungsklassen). In diesem Fall werden logistische Regressionsverfahren eingesetzt ([Mertens & Lambin, 2000](#); [Serneels &](#)

¹⁰ Die Einteilungen reichen vom Zweck, für den das Modell erstellt wurde über den theoretischen Ansatz des Modells, die räumliche und zeitliche Skala, welche Landnutzung betrachtet wird (Stadtgebiet, Forst, Landwirtschaft) bis zu rein methodischen Lösungsansätzen.

Lambin, 2001; Schneider & Pontius, 2001). In den meisten Fällen handelt es sich um eine binäre abhängige Variable, d.h. die beobachtete Landnutzungs-kategorie kann nur zwei Ausprägungen haben – sie tritt an einem spezifischen Ort auf oder nicht. Im Gegensatz zu linearen Regressionsverfahren werden hier nicht die Werte der abhängigen Variable geschätzt, sondern die Wahrscheinlichkeit, dass die abhängige Variable (Landnutzung oder Landnutzungsänderung) auftritt oder nicht (eine ausführlichere Darstellung des Verfahrens findet sich in Kapitel 4.1).

Bei empirisch-statistischen Verfahren stellen sich jedoch einige grundlegende Probleme:

1. Regressionsverfahren haben a priori keine räumliche Verortung, es sei denn die Beobachtungswerte haben einen eindeutigen Raumbezug (administrative Einheiten oder Daten mit Koordinatenbezug wie im Fall logistischer Regression basierend auf Pixelwerten) (Angelsen & Kaimowitz, 1999; Lambin, 2004).
2. Die Beziehung zwischen Landnutzungsänderung und Antriebskräften ist rein statistisch und kann keine tatsächliche Ursache-Wirkungs-Beziehung beweisen (Lambin, 2004).
3. Die Erklärung des Zusammenhangs ist beschränkt auf die in die Analyse eingeflossenen Daten.
4. Aggregationen von Daten auf (administrative) Einheiten können statistische Zusammenhänge produzieren, die nicht einem tatsächlichen Zusammenhang in der Realität entsprechen. Dieser Effekt wird mit dem Begriff „ecological fallacy“ (Wood & Skole, 1998; de Sherbinin, 2002) umschrieben. Dieses Problem kann z.B. dann auftreten, wenn Bevölkerungsdaten auf administrative Einheiten aggregiert werden und kein Rückschluss mehr auf die interne Verteilung möglich ist (z.B. Ungleichverteilung durch eine einzelne große Stadt).
5. Regressionsmodelle sind nur für die jeweilige Region und die spezifischen Daten gültig und sind damit für eine großräumige Extrapolation nicht geeignet (Lambin, 2004).

Empirisch-statistische Modelle sind daher wenig geeignet, allgemeingültige Zusammenhänge aufzudecken. Darüber hinaus können mit rein statistischen Modellen keine räumlichen oder funktionalen Rückkopplungen modelliert werden. Es lassen sich jedoch Beziehungen zwischen Antriebskräften und Landnutzungsänderung für einen konkreten Fall herstellen, womit relativ einfache Modelle realisierbar sind.

2.2.2 Optimierungsmodelle (ökonomische Modellansätze)

Auf eine ganz andere Weise versuchen ökonomische Ansätze Landnutzungsveränderungen zu erklären und zu modellieren. Sie basieren im Grunde auf der „Land-Rent Theory“ von von Thünen (1842), die jedoch bis heute stark erweitert wurde. Meist handelt es sich um sog. Optimierungsmodelle, die versuchen in einer gegebenen Umwelt die bestmögliche Lösung bezüglich eines gesetzten Zieles zu finden, unter Berücksichtigung von bestimmten sozioökonomischen und naturräumlichen Einschränkungen: „*The objective function(s) for land use problems expresses in mathematical form the question: ,how much land to allocate to each of a number of land use types in order to optimize objective A (or, B, C, D).*“ (Briassoulis, 2000, Kapitel 4.5.1). Sie unterscheiden sich von den anderen beschriebenen Ansätzen durch den theoretischen Hintergrund und den programmiertechnischen Ansatz; zu nennen sind linear/dynamic programming oder utility maximization models (für eine weiterführende Beschreibung siehe Briassoulis (2000)). Die zu optimierenden Zielgrößen können sowohl ökonomisch (z.B. Maximierung des Einkommens) als

auch ökologisch definiert sein (z.B. Minimierung von Umweltschäden), sind aber meist monetär ausgerichtet. Die modellierten Wirtschaftseinheiten versuchen jede Landnutzungseinheit so zu bewirtschaften, dass der optimale Ertrag bzw. die optimale Ressourcennutzung erzielt wird (Lambin, 2004).

Generell lassen sich mikro- und makroökonomische Modelle unterscheiden, wobei erstere einzelne Individuen und ihre Ressourcen-Allokation und letztere Produktion bzw. Ressourcennutzung bei endogenen Marktpreisen simulieren (Angelsen & Kaimowitz, 1999). Mikroökonomische Modelle werden für die verschiedensten Typen von Landnutzungsveränderungen eingesetzt. Im Bereich Urbanisierung diskutieren Irwin & Geoghegan (2001) verschiedene Möglichkeiten, für Entwaldung geben Angelsen & Kaimowitz (1999) eine Übersicht und auch für Landwirtschaft nutzt Barbier (1998) einen mikroökonomischen Optimierungs-Ansatz.

Auf makroökonomischer Ebene werden Optimierungsansätze verwendet (computable general equilibrium models), die Produzenten und Konsumenten auf aggregierter Ebene modellieren. Unter Berücksichtigung von Transportkosten und politischen Rahmenbedingungen werden Marktpreise und damit Produktion und Warenströme berechnet. Die Auswirkungen auf die Landnutzung werden dabei meist nur implizit (und nicht räumlich detailliert) dargestellt (siehe als Beispiel Witzke, 2002). Ein Beispiel für ein makroökonomisches Wohlfahrts-Modell mit einer umfassenden Disaggregation zeigen Fischer & Sun (2001) für China.

Der größte Vorteil des Optimierungsansatzes liegt darin, dass er ein präskriptiver Modellansatz ist, der Planungsziele und deren Auswirkungen modellieren kann. Je nach methodischer Umsetzung können die modellierten Wirtschaftseinheiten ihre Entscheidungen bezüglich Landnutzungsänderungen situationsabhängig treffen; verschiedene Entwicklungsszenarien sind modellierbar (Lambin, 2004).

Nachteile der ökonomischen Ansätze liegen in der beschränkten Definierbarkeit von unvollkommenen Märkten und der oft auf andere Ziele als Profitmaximierung ausgerichteten Handlungsweise von Wirtschaftseinheiten (Rabin, 1998). Insgesamt leiden ökonomische Modellansätze unter zunehmendem Qualitätsverlust und zu stark generalisierten Annahmen je größer der räumliche Umfang des Modells ist (Angelsen & Kaimowitz, 1999). Auf mikroökonomischer Ebene (z.B. Haushalte) liegen meist sowohl detaillierte Kenntnisse über die Agenten und ihr Verhalten als auch über Marktverhältnisse vor, die jedoch nur für den jeweiligen räumlichen Ausschnitt gelten, für den sie erhoben wurden. Auf makroökonomischer Ebene werden jedoch häufig nationale Statistiken genutzt und Annahmen bezüglich des Marktes verwendet, die z. T. fragwürdig sind (Angelsen & Kaimowitz, 1999, S. 80).

2.2.3 Agenten-basierte Modellansätze

Agenten-basierte Modellansätze (ABM) stellen in gewissem Sinn eine Weiterentwicklung der rein ökonomischen Modelle dar. Agenten können dabei einzelne natürliche Personen oder Handlungsgruppen (Haushalte, Wirtschaftsgemeinschaften) oder Entitäten höherer Ordnung wie Interessengemeinschaften oder politische Akteure sein:

„[An agent is] a real or abstract entity that is able to act on itself and on its environment; which can, in a multi-agent universe, communicate with other agents; and whose behaviour is the result of its observations, its knowledge and its interactions with other agents“ (zitiert nach Sanders et al. 1997 in Verburg et al., 2004a).

Da die Interaktion mehrerer Akteure im Mittelpunkt steht, spricht man auch von Multi-Agenten-Modellen. ABM versuchen sowohl das Entscheidungsverhalten und die Aktionen Einzelner in-

nerhalb einer Gruppe als auch die Gruppendynamik selbst zu simulieren. Daher sind ABM geeignet, direkt landnutzungsrelevante Entscheidungen einzelner Agenten zu modellieren. Ein charakteristisches Merkmal Agenten-basierter Modelle ist die Fähigkeit, Emergenzen eines komplexen Systems zu modellieren, also Eigenschaften und Zustände eines Systems, die erst durch das Zusammenwirken der Subsysteme entstehen und nicht allein durch die Summe der Subsysteme (Verburg et al., 2004a).

Dieser Modellansatz hat seine Grundlagen im Bereich der künstlichen Intelligenz, benutzt aber vielfältige Ansätze und Erkenntnisse aus den Sozialwissenschaften, hauptsächlich der Soziologie (Bousquet & Le Page, 2004). Viele Disziplinen haben diese Simulationstechnik jedoch weiterentwickelt, so dass heute eine Vielzahl von Anwendungen bereitstehen, die von der Robotik über Soziologie bis zu ökologischen Themen reichen. Eine ausgereifte Entwicklungsumgebung in denen verschiedene Anwendungen realisiert werden können, ist z. B. *SWARM*¹¹ (Minar et al., 1996). Speziell auf die Simulation von Agenten und ihrer Umwelt zugeschnittene Entwicklungsumgebungen sind z. B. *CORMAS*¹² (Bousquet et al., 1998), *DINAMICA*¹³ (Soares-Filho et al., 2002) und *FEARLUS*¹⁴ (Polhill et al., 2001), die auf dem *SWARM*-System beruht. Eine Übersicht über die Agenten-basierte LC-Modellierung geben Parker et al. (2003) und Bousquet & Le Page (2004).

Die Stärke der ABM liegt in der Möglichkeit, die für Landnutzungsänderungen verantwortlichen Akteure und deren Entscheidungen zu simulieren und damit also die direkten Ursachen von Landbedeckungs-/Landnutzungsänderungen (*proximate causes*) abzubilden. Bei Einbeziehung von nicht-personenbezogenen Agenten höherer Organisationslevels können aber ebenso die dahinter liegenden Antriebskräfte einbezogen werden, die die Entscheidungen der Akteure beeinflussen. Damit müsste man bei ABM von prozessbasierten Modellen sprechen.

Bei der LC-Modellierung mit Agenten-basierten Modellen ergeben sich jedoch zwei Problemereiche: Zum einen müssen die verschiedenen Agenten definiert und parametrisiert werden, d. h. Wissensbasis, Handlungsfähigkeit und soziales Verhalten (inklusive Kommunikation) müssen aus der Realität in das Simulationsmodell übertragen werden (Verburg et al., 2006). Dies erfordert einen enormen Daten- und Arbeitsaufwand (siehe z. B. Quang Bao, 2005). Tatsächlich ist der eigentliche Entscheidungsprozess einzelner (realer) Individuen grundsätzlich nicht beobachtbar (Parker & Berger, 2002) und muss daher in möglichst einfacher Weise abgebildet werden (ebd.). Zum anderen muss die Umwelt, in der die Agenten agieren, in geeigneter Weise im Simulationsprozess repräsentiert werden. Dies erfolgt meist in Form von Rasterzellen und entsprechender Modellierungstechnik (zellulare Automaten oder Markov Modelle) (Berger et al., 2002). Bisher werden hier nur einfache, oft hypothetische Landschaften mit wenig Zellen verwendet, da die Anzahl der Agenten und Interaktionen, die beachtet werden müssen, für überschaubare und nachvollziehbare Modelle zu groß werden (Verburg et al., 2004a). Auch Beziehungen zwischen Agenten und ihrem genutzten Land – hier sind v. a. Landbesitzfragen zu nennen – müssen stärker einbezogen werden (Parker & Berger, 2002). Die Komplexität der Interaktionen zwischen einer dynamischen räumlichen Umwelt und der nicht linearen Entscheidungsfindung der Agenten zu simulieren, stellt enorme Anforderungen. Es wird die berechtigte Frage gestellt, ob hier noch ein angemessenes Kosten-Nutzen-Verhältnis besteht (Couclelis, 2002).

¹¹ <http://www.swarm.org>

¹² <http://cormas.cirad.fr/indexeng.htm>

¹³ <http://capela.csr.ufmg.br/dinamica/>

¹⁴ <http://www.macaulay.ac.uk/fearlus/index.html>

2.2.4 Integrative systemorientierte Modellansätze

Eine weitere Gruppe von LC-Modellen besteht aus sehr heterogenen Modelltypen, die sich jedoch von den vorigen durch einige Merkmale deutlich unterscheiden. Generell lassen sich diese Modellen in physikalisch basierte und empirisch basierte Modelle trennen (vgl. Mulligan & Wainwright, 2004). Erstere modellieren deduktiv abgeleitete Teilprozesse mit mehr oder weniger großem Detailgrad und weisen daher eine relativ hohe Erklärungstiefe auf, haben aber eine geringe Vorhersagekraft. Empirische Modelle simulieren beobachtete Veränderungen basierend auf reinen Beobachtungsdaten und statistischen Zusammenhängen. Sie sagen wenig über den Prozess (physikalische Gesetze) aus, haben aber im Allgemeinen eine hohe Vorhersagekraft. Durch die Abhängigkeit von empirischen Daten sind solche Modelle nur unter den spezifischen Bedingungen gültig und lassen sich nicht auf andere Regionen übertragen.

Tatsächlich sind die meisten systemorientierten Modellansätze nicht ausschließlich dem einen oder anderen Modelltyp zuzuordnen, denn physikalisch basierte Modelle müssen mit empirischen Daten kalibriert werden und empirische Modelle können nur mit einem guten Prozessverständnis parametrisiert werden. Ziel der systemorientierten Modellansätze ist weniger das individuelle Verhalten von Akteuren, sondern vielmehr Landnutzungsänderungen als Teil eines Gesamtsystems zu modellieren¹⁵ (Lambin, 2004).

Zur den eher physikalisch oder prozessbasierten Modellen gehören z.B. *IMAGE* (Alcamo et al., 1998) und das *Patuxent Landscape Model* (Voinov et al., 1999), deren Schwerpunkt in der Ökosystemmodellierung liegt. Diese Modelle erfordern einen sehr großen Daten- und Parametrisierungsaufwand. Dadurch sind aber direkt mögliche Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Ökosystemeigenschaften modellierbar (Lambin, 2004).

Im Gegensatz dazu wurde auch eine ganze Reihe eher empirisch ausgerichteter Modelle entwickelt, die explizit die Landnutzungsveränderung modellieren. Diese Modelle ermitteln auf empirische Weise die Wahrscheinlichkeit für eine bestimmte Landnutzungsveränderung mit räumlich expliziten Daten. Die Berechnung der Veränderungswahrscheinlichkeit erfolgt unterschiedlich: Das *Land Transformation Model* (Pijanowski et al., 2002) benutzt neuronale Netze, *CLUE-S* (Verburg et al., 2002) logistische Regression, und *GEOMOD* (Pontius et al., 2001) verwendet drei Methoden: Nachbarschaftsabhängigkeit, räumliche Stratifizierung und Veränderungswahrscheinlichkeit basierend auf biogeophysikalischen Attributen. Allen drei Modellansätzen ist gemeinsam, dass sie sich auf die Modellierung der *Orte der Veränderung* konzentrieren (Allokationsmodelle). Die *Quantität* zukünftiger Landnutzungsveränderungen ist nicht Teil des Modellkerns.

Obwohl die genannten Modelle als physikalisch oder empirisch bezeichnet werden, weisen sie die Fähigkeit zur dynamischen Modellierung auf. Dynamische Modelle sind nach Verburg et al. (2006) Modelle, die zeitliche Dynamik, Konkurrenz zwischen Landnutzungsklassen und pfadabhängige Entwicklungen mit möglichen irreversiblen Veränderungen abbilden können. Von den beschriebenen Modellen erreicht jedoch nur das CLUE-S Modell (Conversion of Land Use and its Effects at Small regional extent) alle drei dynamischen Eigenschaften.

Der Vorteil der systemorientierten Modellansätze liegt in ihrer integrativen und dynamischen Arbeitsweise. Dadurch können mit z.T. hoher räumlicher Genauigkeit nicht-lineare Prozesse modelliert werden. Nachteile ergeben sich bei den prozessbasierten Modellen durch den hohen komplexen Parametrisierungsaufwand und die notwendige Kalibrierung. Die empirisch orientierten Modelle haben alle den Nachteil, dass die Bestimmung der Quantität der Landnutzungsverände-

¹⁵ siehe auch die Unterscheidung und Diskussion von Agenten-basierten-Modellen und Systemmodellen („stocks and flows“) in Bousquet & Le Page (2004)

rung kein modellinterner Bestandteil ist und Rückkopplungen z. B. mit Ökosystemvariablen nur umständlich über eine externe Modellkopplung zu erreichen sind.

2.3 Anforderungen an die Landnutzungsmodellierung und Schlussfolgerungen

Wie in den vorangegangenen Abschnitten ausgeführt wurde, steht eine Vielzahl an Modellkonzepten zur Verfügung, die meist auch aus sehr unterschiedlicher Perspektive an die Aufgabenstellung herangehen. Aufgrund der sehr vielfältigen Prozesse und Anforderungen an Landnutzungsmodelle gibt es nicht „das beste Modell“, da kein Modellansatz alle möglichen Fragen beantworten kann (Verburg et al., 2006). Vielmehr hängt die Wahl eines geeigneten Modells von den zu beantworteten Forschungsfragen, der abzubildenden Dynamik und den verfügbaren Daten ab. Es bestehen jedoch einige allgemeine Aspekte, die zur erfolgreichen Implementierung eines Landnutzungsmodells wesentliche Voraussetzungen sind. Hierzu zählen u. a. (eine ausführliche Diskussion findet sich in Verburg et al., 2004a):

Das Untersuchungslevel muss passend gewählt werden. Es werden Mikro- und Makro-Ebene unterschieden. Modelle der Mikro-Ebene betrachten das Verhalten einzelner Individuen und basieren häufig auf mikroökonomischen Konzepten. Modelle der Makro-Ebene arbeiten dagegen auf aggregiertem Level nach makroökonomischen Ansätzen oder analysieren empirisch die Muster der Landnutzungsveränderung.

Antriebskräfte sind die wesentlichen Steuerungsfaktoren und daher als Modellparameter unerlässlich. Hierbei müssen jedoch folgende Aspekte beachtet werden: Die Auswahl der relevanten Antriebskräfte und deren Quantifizierung.

Räumliche und zeitliche Dynamik sind inhärente Eigenschaften von Landnutzungsveränderungen, aber abhängig von der betrachteten Skala. Hierzu zählen u. a. Autokorrelation, Nachbarschaftsfunktionen, nicht-lineare Entwicklungen und Schwellenwerte.

Die Skalendynamik (räumlich, zeitlich und kategorisch) ist ein entscheidender Faktor bei der integrierten Betrachtung von Landnutzungsveränderungen, da diese das Ergebnis multipler Prozesse sind, die auf unterschiedlichen Skalen wirken. Es stellt sich das Problem, die Skalen zu identifizieren, auf denen die relevanten Prozesse arbeiten (Wood & Skole, 1998). Die Ebenen, auf denen Akteure Landnutzungs-Entscheidungen treffen (Haushalt), können sich von den Ebenen unterscheiden, auf denen die Auswirkungen sichtbar werden (z. B. Wassereinzugsgebiet) (Angelsen & Kaimowitz, 1999).

Das Integrationslevel bezeichnet die Fähigkeit von Modellen, mehrere Teilsysteme (z. B. Demographie, Ökonomie oder Bodenerosion) und die Rückkopplung zwischen diesen zu modellieren.

Aus den aufgeführten Punkten ergeben sich auch unmittelbar eine Reihe an Anforderungen an die Landnutzungsmodellierung, da kein Modell alle Aspekte ausreichend erfüllen kann. Vier Schwerpunkte lassen sich dabei benennen (Verburg et al., 2004a; Lambin, 2004):

- Der *multiskalige Charakter* von Landnutzungssystemen muss besser integriert werden. Dabei besteht die Herausforderung, dass die Skalenabhängigkeit von Antriebskräften bisher nur unzureichend untersucht wurde und daher nicht ausreichend verstanden wird. Damit

im Zusammenhang steht das methodische Problem der Integration unterschiedlicher Skalenebenen (s.o.)

- *Nachbarschaftsfunktionen* werden bisher größtenteils mittels Expertenwissen in Modelle integriert. Hier müssen allgemeinere und reproduzierbarere Methoden gefunden werden.
- Im Gegensatz zu räumlichen Interaktionen wurde die *zeitliche Dynamik* bisher wenig untersucht und in Modelle integriert. Die schlechte Datenverfügbarkeit zur Analyse nicht-linearer Prozesse stellt dabei das größte Hindernis dar.
- Zur Verbesserung der Landnutzungsmodelle müssen allgemein weitere *thematische und methodische Entwicklungen* vorangetrieben werden. Dabei kann eine verstärkte Einbindung von Konzepten aus anderen Disziplinen hilfreich sein. In vielen Modellen ist das Integrationslevel relativ gering, so dass die Rückkopplungsmechanismen (und damit Folgenabschätzungen) verbessert werden. Darüber hinaus besteht ein erhebliches Defizit in der Integration von weiteren Landnutzungsveränderungsprozessen in bestehende LC-Modellansätzen. Dazu zählen z.B. die Wechselbeziehungen zwischen städtischen und ländlichen Regionen oder nicht-kategoriale Landnutzungsänderungen (land-cover modifications), wie z.B. landwirtschaftliche Intensivierung

Nach diesen (knappen) Ausführungen zu den Anforderungen an Landnutzungsmodelle, stellt sich die Frage, welches Modell geeignet ist, die Landnutzungsveränderungen in der Untersuchungsregion in Zentralbenin adäquat zu modellieren und zukünftige Szenarien zu berechnen. Nach einem umfassenden Vergleich der methodischen Fähigkeiten, des Anspruchs an Inputdaten und der Handhabbarkeit¹⁶, wurde der CLUE-S-Modellansatz (Conversion of Land Use and its Effects at Small regional extent) ausgewählt (Verburg et al., 2002). Der CLUE-S-Modellansatz kann mit einem beliebigen Set an Antriebskräften parametrisiert werden und benötigt insgesamt relativ wenig Inputdaten, was eine Voraussetzung des Untersuchungsraumes ist. Das Modell arbeitet auf der Makro-Ebene und simuliert die Landnutzungsveränderungen räumlich explizit, wobei räumliche und zeitliche Dynamiken parametrisiert werden können. Ein Agenten-basierter Modellansatz würde differenzierte mikroökonomische und verhaltensbeschreibende Daten auf Akteursebene benötigen, die für das Untersuchungsgebiet nicht vorhanden sind und aufgrund der Größe nicht erhoben werden können. Mit dem CLUE-S-Modellansatz können verschiedene (anwendungsorientierte) Szenarien berechnet werden, mit denen die Auswirkungen von sowohl lokalen¹⁷ als auch „globalen“¹⁸ Annahmen oder Veränderungen evaluiert werden können. Das Integrationslevel des Modellansatzes ist momentan noch gering, d.h. die Rückkopplung zu anderen Systemkomponenten, wie Bevölkerungsentwicklung oder Pflanzenertrag, muss extern realisiert werden. Dies ist jedoch prinzipiell möglich (Verburg, 2006). Eine ausführliche Beschreibung des CLUE-S-Modellansatzes findet sich in Kapitel 4.1.

Bevor das Landnutzungsmodell parametrisiert werden kann, müssen die Landnutzungsmuster und Veränderungsdynamiken der Untersuchungsregion erfasst werden. Im folgenden Kapitel werden diese mittels Fernerkundungsdaten von zwei Zeitpunkten untersucht.

¹⁶ Manche Modelle können nur mit einer langen Einlernphase oder mit mehreren Mitarbeitern betrieben werden.

¹⁷ Lokale Bedingungen sind z.B. Grenzen eines Naturschutzgebietes oder Nachbarschaftsfunktionen.

¹⁸ Global im Sinne von „das ganze Untersuchungsgebiet betreffend“ und nicht eine einzelne Teilregion oder einzelne Pixel. Dies sind z.B. politische Interventionen oder demographische Entwicklungen.

3 Landnutzungsdynamik in Zentralbenin

Um regional differenzierte Aussagen über die zeitliche Veränderung der Landnutzung treffen zu können, werden räumlich homogene und verlässliche Daten benötigt. Eine rein deskriptive Beschreibung der Landbedeckung und die Quantifizierung der Veränderung zwischen zwei Zeitpunkten erfolgt schon seit über 30 Jahren mit Hilfe der Fernerkundung (Ellefsen et al., 1973; Defries & Belward, 2000; Goward et al., 2001). Schon seit den Anfängen dieser Technik war die Erfassung der Erdoberfläche und deren Veränderungen ein zentraler Punkt, da mit Hilfe von Fernerkundungsdaten großräumige und homogene Datensätze zur Verfügung gestellt werden können (Verstraete et al., 1996). Gerade in Entwicklungsländern stellt die Satellitenbildanalyse ein wichtiges Instrument dar, mit dessen Hilfe die dringend benötigten Daten gewonnen werden können. Oftmals stehen für weite Regionen keine flächenhaften Daten der Landnutzung zur Verfügung. In Benin werden von den dezentralen Centres Régionaux pour la Promotion Agricole (CeRPA)¹ Agrarstatistiken bezüglich der Produktion und der angebauten Fläche auf *Commune*-Ebene erhoben. Diese Erhebungen bestehen jedoch nur aus Stichproben und Hochrechnungen, basierend auf Ertrags-Flächen-Relationen. Detailliertere und v. a. räumlich genauere Daten sind für Benin nicht vorhanden.

Für Westafrika wurden in den letzten Jahren einige Arbeiten vorgelegt, in denen die Landbedeckung/Landnutzung bzw. Landnutzungsveränderungen mit Hilfe von Fernerkundungsdaten beschrieben werden. Fast alle Arbeiten beschränken sich auf die lokale bis regionale Skala (Kußerow, 1990; Anhuf, 1997; Hahn-Hadjali & Schmid, 1999; Schmid, 1999; Fritscher, 2000; Vescovi et al., 2002; Gobin et al., 2002; Wardell et al., 2003; Braimoh, 2003; Wood et al., 2004; Braimoh & Vlek, 2005), nur Lambin & Ehrlich (1997) arbeiten auf kontinentaler Skala und berechnen „Hot-Spots“ der Entwaldung für das gesamte Westafrika. Für Benin legen Will (1996); Will (1998); Mama (1998) und Igue et al. (2006) Arbeiten zur fernerkundungsgestützten Ableitung der Landnutzung/Landbedeckung vor. In den meisten Arbeiten geht es dabei in erster Linie um die Quantifizierung der Landnutzung und die Beschreibung der Muster sowie die Analyse der Landnutzungsveränderungen. Während die älteren Arbeiten sich auf eine deskriptive Beschreibung beschränken, versuchen z. B. Wardell et al. (2003), Wood et al. (2004) und Braimoh & Vlek (2005) die erfassten Veränderungen zu erklären, indem sie die Landnutzungsveränderungen in einen erweiterten Kontext stellen und mit Hilfe zusätzlicher Daten begründen können.

Fernerkundungsdaten alleine genügen dabei nicht, um die Ursachen der Veränderung zu erklären (Wood & Skole, 1998). Veränderungsanalysen mittels Fernerkundungsdaten geben nur Aufschluss über die räumlichen Muster. Im besten Fall können die direkten Ursachen der Landnutzungsveränderung (*proximate causes*) direkt abgeleitet werden, indem die Veränderungen von nach quantifiziert werden. Die Beantwortung der Frage „Warum hat sich diese Landnutzung hier in dieser Richtung verändert“ erfordert eine umfassende Analyse der sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen und deren Einbeziehung in die Erklärung der Landnutzungsveränderungen. Dies kann dann z. B. durch eine statistisch-mathematische Quantifizierung erfolgen (Wood & Skole, 1998; Brondizio et al., 2002; Wardell et al., 2003). Die gemeinsame Verarbeitung von Fern-

¹ dem Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche (MAEP) unterstellt

erkundungsdaten und sozio-ökonomischen Daten (Statistiken) wird zunehmend mit den Begriffen *Socialising the Pixel* und *Pixelising the Social* bezeichnet (Geoghegan et al., 1998). Auf der einen Seite wird der reine Reflektanzwert des Satellitenbildes semantischen Landnutzungsclassen zugeordnet und in Beziehung zu den am Ort wirkenden Faktoren gesetzt. Auf der anderen Seite wird versucht, sozio-ökonomische Daten (auf Haushaltsebene) in eine räumlich explizite Repräsentation umzuformen, um sie mit den Landnutzungsveränderungen in Beziehung setzen zu können.

Ein nach wie vor großes Problem stellt die gemeinsame Analyse von Fernerkundungs- und bevölkerungsbezogenen Daten dar (siehe u.a. Rindfuss et al., 2004b), da beide in sehr unterschiedlichen Datenrepräsentationen vorliegen bzw. verschiedene (Mess-)Skalen haben. Eine direkte Möglichkeit der Verbindung der unterschiedlichen Datensätze besteht darin, statistische Informationen auf (lokaler) Haushalts-Ebene und Landnutzungsdaten zu korrelieren (für Beispiele siehe: Fox et al., 2003). Probleme entstehen jedoch, wenn die Zuordnung nicht eindeutig möglich ist, wenn z. B. die Besitzverhältnisse oder deren Abgrenzungen nicht eindeutig geklärt sind oder wenn Daten auf Haushaltsebene nur eingeschränkt verfügbar sind. Darüber hinaus ist es generell problematisch, wenn der Landbesitzer nicht gleichzeitig Akteur ist, wie im Falle von – unter Umständen undurchsichtigen – Pachtbeziehungen (Rindfuss et al., 2004b). Auch wenn die gemeinsame räumliche Ebene die Dorf- oder Gemeindegemarkung ist, bleibt das Problem im Prinzip bestehen: Es ist nicht immer sichergestellt, dass die Personen, über die statistische Daten auf Gemeindeebene vorliegen, auch genau die Fläche innerhalb der Gemeinde bewirtschaften. Im ländlichen Benin ist es gängige Praxis, dass Bauern auch auf der benachbarten Dorfgemarkung Felder bewirtschaften. Wenn keine Informationen über Besitzverhältnisse sowie detaillierte statistische Informationen vorliegen, müssen andere Methoden zur Korrelationsanalyse gefunden werden. Da dies erst für die Parametrisierung des Landnutzungsmodells relevant ist, wird dieser Aspekt in Kapitel 4 ausführlicher diskutiert.

Von den genannten Arbeiten gehen Gobin et al. (2002) und Braimoh (2003) einen Schritt weiter, indem sie die Landnutzung bzw. Landnutzungsänderung mittels logistischer Regression statistisch modellieren. Die Inwertsetzung der Landnutzungsdaten wird hierdurch weiter erhöht, da nun nicht nur Aussagen über die bestehende Landnutzung gemacht werden können, sondern auch darüber, wie sich die Landnutzung unter bestimmten Rahmenbedingungen verändern wird und an welchem Ort eine hohe Wahrscheinlichkeit der Veränderung besteht.

In den folgenden Kapiteln soll die Landnutzung in Zentralbenin beschrieben und deren Veränderung erklärt werden. Die Erklärung wird weniger mit quantitativen Methoden erfolgen als vielmehr durch eine beschreibende Einordnung in die sozio-ökonomisch und politisch-institutionellen Rahmenbedingungen. Eine umfassende quantitative und statistische Untersuchung der Landnutzung erfolgt in Kapitel 4, da die Ergebnisse direkt in das Landnutzungsmodell einfließen. Um die Landnutzungsmuster und die Veränderungen zu verstehen, werden zunächst die nationalen und regionalen Rahmenbedingungen beschrieben. Anschließend werden die Daten und Methoden zur Analyse der Satellitendaten dargelegt und die Ergebnisse der Landnutzungsclassifikation vorgestellt. Abschließend werden die Veränderungen der Landnutzung im Untersuchungsgebiet und die regionalen Besonderheiten der Landnutzungsdynamik hervorgehoben.

3.1 Sozioökonomische und politische Situation in Benin

Benin befindet sich auf der Rangliste des Human Development Index auf Platz 163 von 177 (UNDP, 2006) und gehört damit zu den am wenigsten entwickelten Ländern der Erde. Im Ge-

gensatz zu den Nachbarländern Togo und Nigeria ist es in Benin jedoch gelungen, nach der Unabhängigkeit 1960 eine vergleichsweise stabile Demokratie aufzubauen. Nach einer sozialistischen Phase in den 1980er Jahren und einem erheblichen Anstieg der Auslandsschulden wurde 1990 eine neue Verfassung verabschiedet, die für die Republik Benin ein parlamentarisches Präsidialsystem festschreibt. Das bis heute wichtigste politisch-administrative Ereignis ist die Umsetzung der Dezentralisierung durch die ersten Kommunalwahlen 2002. Die Dezentralisierung wurde schon in der Verfassung 1990 festgelegt, aber immer wieder durch unterschiedliche Machtinteressen auf nationaler Ebene verzögert (Doevenspeck, 2005). Damit erhalten die Gemeinden (*Communes*) als einzige Verwaltungseinheit das Recht auf eine gewählte parlamentarische Vertretung (Gemeinderat) und finanzielle Autonomie. Die übergeordneten Departements erhalten mehr Unabhängigkeit gegenüber der Zentralregierung, verlieren aber ihre Finanzautonomie. Die verwaltungstechnisch unter den Gemeinden liegenden *Arrondissements* haben v. a. eine Vermittlerfunktion zwischen Bürgern und Gemeinde, aber keine eigene Entscheidungsbefugnis (Doevenspeck, 2005). Ein zweiter demokratischer Prüfstein wurde mit der Präsidentschaftswahl 2006 erfolgreich gemeistert. Nach zwei Legislaturperioden durfte Präsident Kérékou nicht mehr zur Wahl antreten und wurde in einer freien Wahl durch den neuen Präsidenten Yayi Boni abgelöst. Das erste Jahr der neuen Regierung scheint positive Hoffnungen auf eine nachhaltige Strukturverbesserung zu bestätigen, da mit Erfolg ein neues Kabinett etabliert und ein Verhaltenskodex für die Mitglieder festgelegt wurde (Stroh & Never, 2006). Ob der neue Präsident jedoch ein dauerhaftes Aufbrechen der reformblockierenden Patronagestrukturen erreichen wird, bleibt abzuwarten.

Benin hatte zum Zeitpunkt des letzten Zensus 2002 rund 6 770 000 Einwohner. Das Bevölkerungswachstum lag zwischen den beiden letzten Zensus (1992 und 2002) bei 3,25 % (INSAE, 2003d), was einer Verdopplungsrate von ca. 21 Jahren entspricht. Die Bevölkerungsverteilung in Benin ist sehr ungleichmäßig. Die vier Departements an der Atlantikküste Mono, Atlantique, Littoral und Ouémé weisen eine Einwohnerdichte von 308 E/km^2 auf, wohingegen die Departements Atacora, Alibori, Donga und Borgu im Norden nur 26 E/km^2 verzeichnen (Abbildung 3.1). Diese vier nördlichen Departements sind flächenmäßig die größten und summieren sich auf 72 % der Gesamtfläche des Landes.

Die Zuwachsrate der Bevölkerung in den *Communes* ist beinahe reziprok zur Bevölkerungsdichte: Im Süden des Landes werden Wachstumsraten bis zu 2 % beobachtet, wohingegen in den weniger dicht besiedelten Regionen in Zentralbenin Wachstumsraten von bis zu über 6 % pro Jahr erreicht werden. Diese hohen Werte sind durch einen starken Zustrom an Migranten aus dem Norden und Süden des Landes verursacht, die aufgrund von Landknappheit in diese Regionen einwandern (Doevenspeck, 2005). Eine Ausnahme ist die Gemeinde Abomey-Calavi im Süden, wo durch Suburbanisierungsprozesse im Umfeld der größten Stadt Cotonou ein Wachstum von 9,7 % ermittelt wurde. Der Anteil der städtischen Bevölkerung ist mit 39 %² vergleichbar mit dem der Nachbarländern.

Die ökonomische Struktur Benins ist sehr stark von der Landwirtschaft geprägt. Nach Daten des Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (INSAE) sind 48 % der Beschäftigten in der Landwirtschaft tätig (INSAE, 2003e). Dagegen ist der sekundäre Sektor nur sehr schwach entwickelt. Die verarbeitende Industrie beschränkt sich auf die Herstellung von Nahrungsmitteln, Textilien und Zement. Nur sehr wenige agrarische Produkte werden im Land

² Nach der Definition des Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (INSAE) sind städtische Regionen eine Verwaltungseinheit (Arrondissement) mit >10 000 Einwohnern und Einrichtungen zentralörtlicher Funktion. Tatsächlich kann aber davon ausgegangen werden, dass der Anteil städtischer Bevölkerung in Benin sehr viel geringer ist.

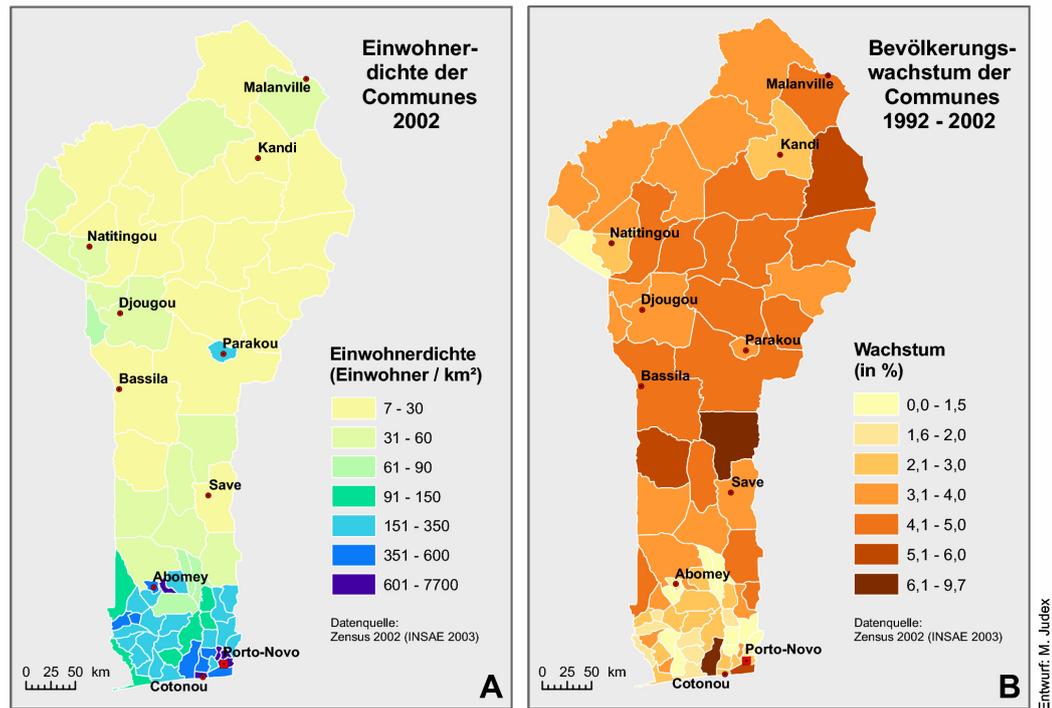


Abbildung 3.1: Bevölkerungsverteilung und Bevölkerungswachstum auf Gemeinde-Ebene in Benin

selber weiterverarbeitet. Des Weiteren gibt es fast keine Bodenschätze in Benin. Weit über ein Drittel des Bruttoinlandsprodukt werden vom Agrarsektor erwirtschaftet, bei einem Pro-Kopf-Einkommen von 495 US \$ (IMF, 2004). Das wichtigste Agrarprodukt zur Generierung von Exporterlösen ist Baumwolle. Fast 70 %³ der Exportgewinne werden durch Baumwolle erzielt. Bis in die 1990er Jahre wurden auch in größerem Umfang Palmöl-Produkte exportiert, durch schlechtes Management und überalterte Palmplantagen ist die Exportmenge bis heute aber um über 50 % gesunken (IMF, 2004). Weitere cash crops sind Zuckerrohr und Cashew.

Die landwirtschaftliche Produktion erfolgt in Benin zum größten Teil durch kleinbäuerliche Betriebe (<1 bis 10 ha), deren Produktionsweise durch Brachewechselwirtschaft gekennzeichnet ist. Die Hauptfruchtarten sind Mais, Yams, Maniok, Sorghum und Erdnuss. Aufgrund des Klimas können im Süden Benins zwei, in Zentral- und Nordbenin eine Ernte pro Jahr erwirtschaftet werden. Ein Großteil der Produktion ist für den Eigenverbrauch bestimmt, die Subsistenzlandwirtschaft spielt für die Ernährungssicherung eine wichtige Rolle.

Die Anbausysteme sind geprägt durch einen geringen Einsatz von produktivitätssteigernden Betriebsmitteln (Dünger) und der Mechanisierungsgrad ist sehr gering. Die traditionelle Weise der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist das Einhalten von Brachezeiten nach zwei bis fünf Jahren Anbau. In Regionen mit hoher Bevölkerungsdichte haben die Bauern mit zunehmender Landknappheit zu kämpfen. Dies führt zu einer Verkürzung der Brachezeiten und damit zur Abnahme der Bodenfruchtbarkeit. Je länger der Anbau auf einem Standort erfolgt, desto geringer

³ Quelle: Ministère du Développement, de l'Economie et des Finances http://www.mdef.bj/article.php?id_article=49, gesehen: 01.02.2007

werden die Erträge: In Südbenin liegt der Ertrag von Mais bei ca. 0,5 t/ha (Igue et al., 2000). In Zentralbenin, wo durch ausreichend vorhandenes Land genügend Brachezeiten eingehalten werden können, liegt der Maisertrag bei weit über 1 t/ha (Mulindabigwi, 2006). Nur ca. 20 % der Bauern verwenden mineralischen Dünger, jedoch fast ausschließlich zum Anbau von Baumwolle (Kormawa et al., 2003). Dies ergibt sich durch den staatlichen Verteilungs- und Subventionsmechanismus zur Förderung des Baumwollanbaus. Die Folge ist, dass Düngemittel de facto nur gegen Kredit zugänglich sind. Die gängige Praxis der staatseigenen Société National de Promotion Agricole (SONAPRA) ist folgendes Verfahren: Beim Abholen der Baumwollernte werden die Kosten für Saatgut und Produktionsmittel für die nächste Anbauperiode mit dem (staatlichen) Einkaufspreis verrechnet (van den Akker, 2000). Bis heute sind alle Versuche der Regierung gescheitert, einen funktionierenden Markt für landwirtschaftliche Produktionsgüter durch die Privatisierung der SONAPRA aufzubauen.

Im Folgenden sollen für das Untersuchungsgebiet die Rahmenbedingungen eingehender beschrieben werden. Diese dienen als Hintergrund, um die Muster und Veränderungen der Landnutzung besser einordnen und interpretieren zu können.

3.2 Rahmenbedingungen im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit umfasst die Region des oberen Ouémé-Einzugsgebietes in Zentralbenin. Das obere Ouémé-Einzugsgebiet (frz.: Haute Vallée de l’Ouémé (HVO), vgl. Abbildung 3.2) wurde als Untersuchungsregion aller Teilprojekte des IMPETUS-Projektes festgelegt und stellt damit den kleinsten gemeinsamen Nenner dar. Der Fluss Ouémé hat das größte Einzugsgebiet in Benin mit ca. 51 000 km², und mündet bei Cotonou in den Lac Nokoué, eine mit dem Atlantik verbundene Lagune. Das HVO hat eine Größe von 14 366 km² und liegt zwischen den Städten Parakou und N’Dali im Osten und Bassila und Djougou im Westen. Um die Landnutzungsdaten und deren Veränderung besser in das sozio-ökonomische Umfeld einordnen und sie analysieren zu können, werden die Verwaltungsbezirke, welche im HVO liegen, in die Untersuchung mit einbezogen. Dadurch ergibt sich die Abgrenzung eines erweiterten Untersuchungsgebietes (ca. 27 000 km²), das aus 50 Arrondissements besteht, den kleinsten Verwaltungseinheiten nach der Dorfgemarkung. Die Grenzen der Arrondissements wurden vom INSAE zur Verfügung gestellt und stellen *keine offiziellen* Grenzverläufe dar, denn solche sind in Benin nicht verfügbar.

3.2.1 Naturräumliche Faktoren

Klima

Nach der Klassifikation von Köppen & Geiger kann das Klima im Untersuchungsraum als ein typisches tropisches Savannen-Klima (Aw) (Köppen & Geiger, 1961) bzw. als ein wechselfeuchtes Tropenklima (V3) nach der Klassifikation von Troll & Paffen (1964) bezeichnet werden. An der meteorologischen Station in Parakou werden im langjährigen Mittel 1120 mm Niederschlag gemessen bei einer Durchschnittstemperatur von 26,6 °C. Die Verteilung der Niederschläge im Jahreslauf zeigt ein unimodales Muster mit einer Regenzeit von Mai bis September und einer Trockenzeit von Oktober bis April. Das Klima im Ouémé Einzugsgebiet unterscheidet sich von Regionen auf gleicher geographischer Breite in Westafrika durch die sog. Dahomey-Gap-Anomalie (Vollmert et al., 2003; Salzmann & Hoelzmann, 2005). Durch ein kompliziertes Zusammenspiel zwischen kaltem Auftriebswasser vor der westafrikanischen Küste, orographischen Faktoren und Monsunströmungen entsteht eine Niederschlagsanomalie, die bis zu 400 mm niedrigere Jahressummen zu Folge hat (vgl. Vollmert et al. 2003).

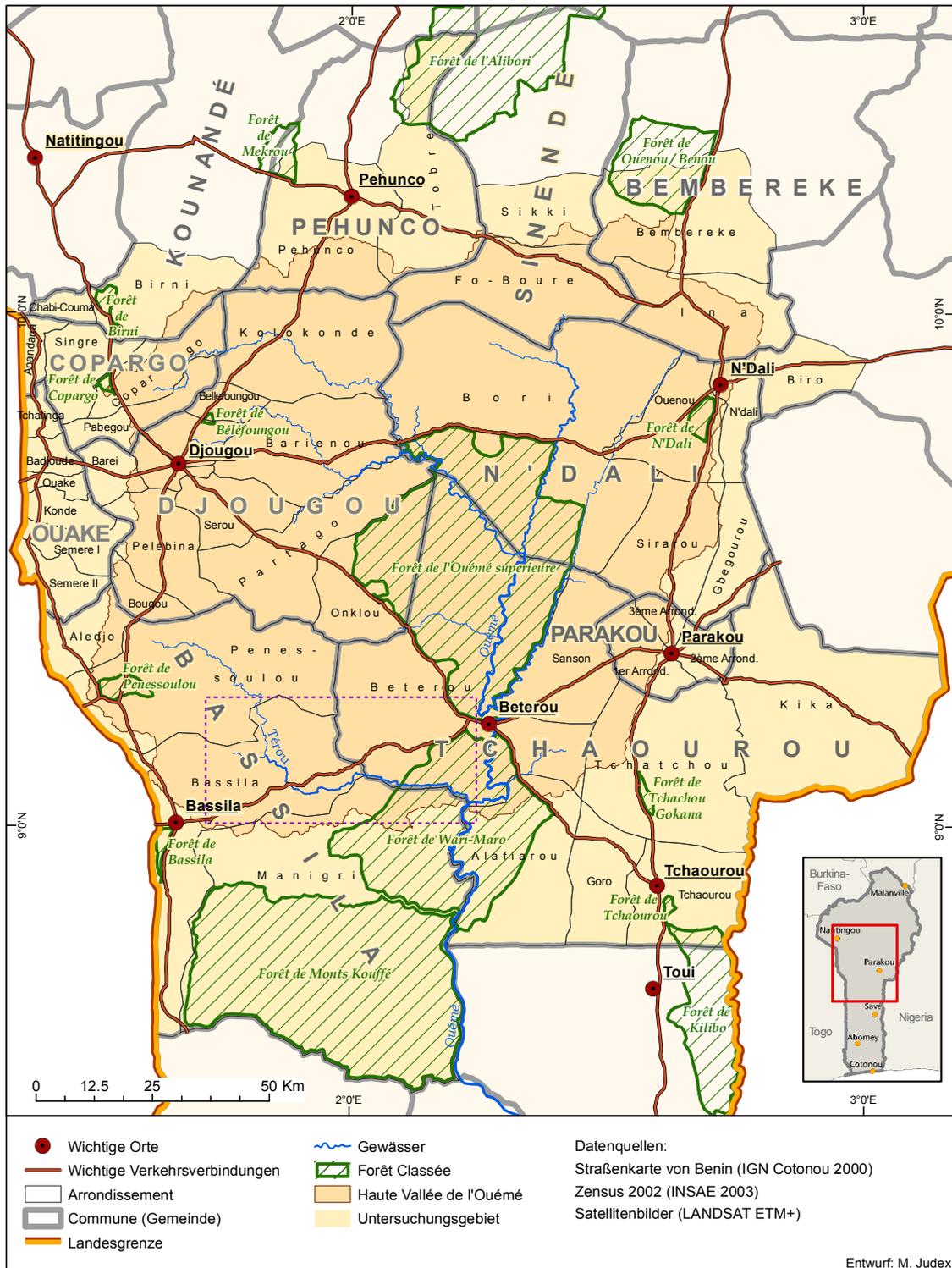


Abbildung 3.2: Administrative Übersicht über das Untersuchungsgebiet. Als Vergleich ist zusätzlich der Untersuchungsraum der Arbeit von Orékan (2007) eingetragen (lila Kasten). Die Grenzen der Arrondissements wurden von INSAE zur Verfügung gestellt und zeigen keine offiziellen Grenzverläufe.

Vegetation

Das Auftreten der natürlichen Vegetationsformationen steht in direktem Zusammenhang mit der Niederschlagsverteilung. Durch die Niederschlagsanomalie des Dahomey-Gaps ist der Regengürtel entlang der Küste zwischen Benin und der Elfenbeinküste unterbrochen (Knapp, 1973) und westafrikanische Savannenformationen finden sich bis an die Atlantikküste hinunter. Die Abgrenzung der unterschiedlichen Vegetationsformationen bis zum Sahelgürtel werden unterschiedlich vorgenommen. Nach White (1983) erstreckt sich die Guinea-Sudan Übergangszone von der Küste bis Savé, der nördliche Teil Benins wird von der Sudan-Zone eingenommen. Nach der Vegetationszonierung von Knapp (1973) reicht die Guinea-Zone von der Küste bis ca. 10° nördlicher Breite und wird in südliche und nördliche Guinea-Zone unterteilt. Daran schließt sich die südliche Sudan-Zone an, die in Nordbenin vorherrschend ist. Eine weitere Übersicht und einen Vergleich der Einteilungen geben Wezel & Böcker (2000) und Orthmann (2005), die mehr floristische Aspekte behandelt. Das Untersuchungsgebiet liegt nach Wezel & Böcker (2000) an der Grenze der nördlichen Guinea-Zone und weist die in Tabelle 3.1 beschriebenen Vegetationsformationen auf.

Für die Guinea- und Sudan-Zone ist ein Mosaik von Waldbereichen und Savannen charakteristisch, unabhängig von der geographischen Abgrenzung (Wezel & Böcker, 2000). Je trockener das Klima wird, desto mehr dominieren trockenresistentere Baumarten und desto höher wird der Grasanteil der Savannen. Die im frankophonen Afrika weitverbreitete und am meisten verwendete Einteilung der Vegetation nach physiognomischen Kriterien wurde 1956 auf der Yangambi-Konferenz festgelegt (Aubréville, 1957). Hierbei werden Vegetationseinheiten nach dem Auftreten und der Dichte von Gehölz und Gras untergliedert. Generell wird die Vegetation in zwei Hauptklassen eingeteilt, die *Formation forestières fermés* und die *Formation mixtes forestières et graminéennes et Formations graminéennes*. Charakteristisches Trennungsmerkmal ist das Vorkommen von Grasvegetation in der letzteren Gruppe sowie regelmäßige Buschfeueraktivität (Aubréville, 1957).

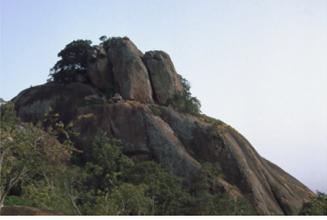
Eine Schwierigkeit bei der Einteilung der Vegetation nur nach physiognomischen Merkmalen (Yangambi-Klassen) besteht darin, dass azonale Standorte, wie z. B. staunasse Böden oder Ufervegetation, nicht separat ausgewiesen werden (Letouzey, 1982; Orthmann, 2005). Sie werden deshalb häufig mit den vorhandenen Klassenbezeichnungen belegt, haben aber floristisch eine vollkommen andere Zusammensetzung. Dies ist z. B. der Fall bei der *Formation Savane herbeuse*, die sowohl in feuchten Senken (Bas Fonds, s. u.) auftreten können als auch auf geringmächtigen Böden, die sehr schnell austrocknen (z. B. Krustenflächen). Weitere azonale Standorte sind Galeriewälder und Inselberge. Zu Recht fordert daher Orthmann (2005) eine separate Behandlung solcher azonaler Standorte. Im Zusammenhang damit steht das Problem, dass diese Klassifikation keine Unterscheidung zwischen natürlichen und anthropogen beeinflussten Standorten macht. Bracheflächen, die vorher ackerbaulich genutzt wurden, werden in den meisten Fällen als verschiedene Savantentypen klassifiziert, haben aber eine deutlich unterschiedliche floristische Zusammensetzung. Bracheflächen sind meist sehr dynamische Vegetationseinheiten, die mehrere Sukzessionsstadien durchlaufen (Reiff, 1998). Eine Übersicht über die azonalen Vegetationsformationen im Untersuchungsgebiet gibt Tabelle 3.2.

Die Savannen-Vegetation ist charakterisiert durch die Koexistenz von Bäumen und Grasflächen, zwei sehr unterschiedlichen Lebensformen, die sich in einem Klimaxzustand eher ausschließen als koexistieren (Walter, 1971; Higgins et al., 2000). Prinzipiell sind neben klimatischen Bedingungen folgende Faktoren für die Ausbildung eines Savannenökosystems verantwortlich: Wasser, Nährstoffe, Feuer und Beweidung (Frost et al., 1986). Die externen Faktoren Feuer und Beweidung haben starke stochastische Eigenschaften und können sowohl Gras- als

Tabelle 3.1: Übersicht über die Vegetationsformationen im Untersuchungsgebiet in Zentralbenin (Quelle: Aubréville 1957; Letouzey 1982; Bellefontaine et al. 2000)

Bezeichnung nach Yangambi-Klassifikation	Beschreibung	Foto
Forêt dense sèche (dichter Trockenwald)	dichter (Trocken-)Wald, ein Großteil der Bäume in der oberen Baumschicht laubwerfend, geschlossenes Kronendach; im Unterwuchs sehr wenige Gräser	
Forêt claire (lichter Trockenwald)	lichte Bestände von Bäumen niedriger bis mittlerer Höhe, Kronen berühren sich zum großen Teil, lassen aber einen großen Lichteinfall zu. Krautschicht ist wenig ausgebildet	
Savane boisée (Waldsavanne)	Bäume und Sträucher bilden einen lockeren Bestand mit sehr lichtdurchlässigem Kronendach	
Savane arborée (Baumsavanne)	offene Savanne mit einzelnen Bäumen	
Savane arbustive (Buschsavanne)	offene Savanne mit niedrigen Bäumen und Büschen und einem hohen Anteil an Gräsern und Kräutern	
Savane herbeuse (Grassavanne)	Bäume und Sträucher fehlen fast vollständig, Krautschicht wird von Gräsern dominiert	

Tabelle 3.2: Azonale Vegetationsformationen des Untersuchungsgebietes

Frz. Bezeichnung	Beschreibung	Foto
Forêt galerie (Galeriewald)	geschlossener Baumbestand entlang von Wasserläufen, quasi Ausdehnung der Guineischen Regenwälder in trockenere Klimate	
Savane saxicole (trockene Strauchavanne)	Strauchsavanne auf steinigem Böden, xeromorphe Arten vorherrschend	
Bas Fonds	Stauwasser Bereich in Initialtälern, häufig nur Grasvegetation	
Inselberg	Felsflächen, spärlich von Gräsern bewachsen, in Spalten teilweise Büsche	

auch Baumschicht u. U. stark beeinflussen. Busch- oder Grasfeuer treten natürlicherweise durch Blitzeinschlag zu Beginn der Trockenzeit auf und verbrennen je nach Wassergehalt die Grasschicht komplett oder nur zum Teil (Goldammer, 1993). Ausgewachsene Bäume sind durch eine dicke Borke resistent gegen die kurze Hitzeeinwirkung, die nur wenige Sekunden dauert (Orthmann, 2005). In Benin sind große Teile der Savanne in der Trockenzeit von Buschfeuern betroffen (Will, 1996; Thamm et al., 2002). In den meisten Fällen werden die Feuer von Viehzüchtern zur Förderung des Wiederaustriebs junger Gräser und von Jägern zwecks besserer Sicht willentlich gelegt. Weitere Gründe für anthropogen ausgelöste Buschfeuer sind die Vernichtung von Ungeziefer und die Rodung von Waldflächen zur ackerbaulichen Nutzung.

Da die genannten Faktoren eine sehr hohe räumliche und zeitliche Variabilität aufweisen, liegen sehr unterschiedliche Ansätze zur Erklärung der Genese dieses Ökosystems vor, die zu kontroversen Diskussionen geführt haben (Walter, 1971; Anhuf & Frankenberg, 1991; Scholes & Archer, 1997; Furley, 2004; Mistry, 2000; Salzmann, 2000). Erst in jüngster Zeit sind vereinheitlichende Theorien erstellt worden (Jeltsch et al., 2000; Sankaran et al., 2004; Sankaran et al., 2005). Die Fülle der Erklärungsansätze bzw. Modelle werden von Sankaran et al. (2004) in zwei Gruppen gegliedert: Konkurrenz- und demographische Modelle. Konkurrenz-Modelle basieren

auf der Annahme, dass sich die zwei Lebensformen Graspflanzen und Baumpflanzen durch Nischentrennung raumzeitlich unterschiedlich verfügbare und limitierte Ressourcen wie Wasser und Nährstoffe zugänglich machen. Hierzu zählt die klassische Theorie von [Walter \(1971\)](#), die von einer räumlichen Trennung der Durchwurzelungszonen von Gräsern und Bäumen ausgeht. Dadurch greifen beide Lebensformen mehr oder weniger getrennt auf den wichtigsten Limitierungsfaktor Wasser zu: die Gräser in der oberen Bodenschicht, die Bäume können durch ihre tiefen Wurzeln auf tiefer liegendes Boden- oder Grundwasser zugreifen. Der zentrale Kern der demographisch basierten Modellansätze liegt in der Annahme, dass externe Faktoren wie Niederschlagsvariabilität, Feuer oder Beweidung sehr unterschiedliche Auswirkungen je nach Entwicklungsstadium der Baumpflanzen haben ([Higgins et al., 2000](#); [Sankaran et al., 2004](#)). Entscheidend ist die Überlebenswahrscheinlichkeit der jungen Baumpflanzen in einem gegebenen Umfeld. In arideren Regionen ist das Niederschlagsregime bestimmend für die Keimung bzw. die kritische Phase des Aufwachsens. In feuchteren Regionen ist es eher das Auftreten von Feuer in der Trockenzeit, dass teilweise die Baumkeimlinge zurückhält und dadurch gleichzeitig das Auftreten von Gras- und Baumwuchs ermöglicht.

Die demographisch orientierten Ansätze beschreiben das Savannen-System als einen Ungleichgewichtszustand, der durch externe Faktoren in einem „quasi-Gleichgewicht“ gehalten wird. [Jeltsch et al. \(2000\)](#) erklären dieses System durch sog. Puffer-Mechanismen, die Savannen davon abhalten, sich in die als stabil angenommenen Zustände „reines Grasland“ oder „geschlossener Wald“ zu entwickeln. Durch Langzeitversuche wurde deutlich nachgewiesen, dass sich Savannen in Regionen mit > 650 mm Niederschlag bei Feuerausschluss in einen Wald entwickeln ([Bond et al., 2003](#)). Dieser Befund wird von [Sankaran et al. \(2005\)](#) bestätigt, die für alle afrikanischen Savannen nachweisen, dass unterhalb dieser Grenze die Summe der jährlichen Niederschläge die Bedeckung der Baumpflanzen kontrolliert, wohingegen in Regionen mit mehr als 650mm Niederschlag Buschfeuer und andere externe Faktoren den Baumbestand der Savannen steuern.

Die Intensität der Feuer wird hauptsächlich durch die vorhandene verbrennbare Grasbiomasse und deren Feuchtegehalt bestimmt ([Frost et al., 1986](#); [Goldammer, 1993](#); [Higgins et al., 2000](#)). Je mehr Gras vorhanden ist, desto heißer wird das Feuer brennen und junge Bäume beschädigen. Das heißt: Je dichter der Baumbestand ist, desto weniger Grasbiomasse kann sich bilden, was wiederum die Feuerintensität herabsetzt. Feuer kann also ab einer bestimmten Baumdichte die Entwicklung zu einem geschlossenen Wald nicht alleine aufhalten ([Jeltsch et al., 2000](#)). Weitere Faktoren, die die Grasbiomasse bestimmen, sind Beweidung und lokale Standortverhältnisse ([Scholes & Archer, 1997](#)). Durch den Verzehr der Grasbiomasse durch (Wild-)Tiere wird die potentiell verbrennbare Biomasse verringert. Häufig ergibt sich durch Präferenzen für unterschiedliche Grasarten und deren bevorzugte Beweidung ein unregelmäßiges Muster, was zu Standortvorteilen für die Baumvegetation führen kann. Auch Unterschiede in lokalen Standortverhältnissen – hauptsächlich Bodenwasserverfügbarkeit und Bodentextur – führen zu veränderten Wachstumsbedingungen. An Standorten mit erhöhtem Bodenwassergehalt kann sich mehr krautige Biomasse akkumulieren, was eine höhere Feuerintensität (Temperatur und Dauer) zur Folge hat. Dies beeinträchtigt den Nachwuchs des Baumbestandes und führt so zu einer offeneren Vegetationsformation. Umgekehrt bedeutet dies, dass sich auf trockeneren Standorten ein dichter Baumbestand ausbilden kann ([Morison et al. 1948](#), zitiert in [Orthmann 2005](#)). Lokale Variationen der Bodentextur werden hauptsächlich durch Termiten verursacht, die erhebliche Veränderungen der Bodenparameter zur Folge haben: Tonverlagerung in die oberen Horizonte, Basensättigung bei fast 100 % und Vorkommen von Kalk in den oberen Horizonten ([Junge, 2004](#)). Dadurch ergeben sich große lokale Unterschiede der Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit,

die eine hohe räumliche Variabilität der Wachstumsbedingungen für Gräser und Bäume zur Folge haben, was wiederum lokal differenzierte Angriffsflächen für externe Störungen (Feuer, Beweidung) liefert.

Im Untersuchungsgebiet in Zentralbenin wurde von [Orthmann \(2005\)](#) in der Super-Testsite des IMPETUS-Projektes eine umfangreiche Untersuchung der Vegetationsstruktur und -zusammensetzung durchgeführt. Zu der oben aufgeführten Dynamik von Savannen im Allgemeinen, wurden von [Orthmann](#) folgende lokalspezifische Feststellungen gemacht: Die Vegetationsstruktur zeigt eine starke Abhängigkeit vom Relief. In den Senken, die in den meisten Fällen regenzeitliche Staunässe aufweisen (*Bas Fonds*), ist die Biomasse der Krautschicht am größten mit wenig bis keinen Gehölzen. An den angrenzenden Hängen verdichtet sich die Vegetation mit zunehmender Höhe und Entfernung vom *Bas Fond* (*Savane arbustive* bis *Savane boisée*), auf den Toplagen sind lichte Wälder (*Forêt claire*) vorherrschend. Hier wurde die niedrigste Krautschicht-Biomasse gemessen, aber die höchste Gehölzbiomasse. Die Abnahme der Krautschicht ist dabei nicht kontinuierlich, sondern fällt bei einer Kronendeckung von > 20 % stark ab, was einerseits durch eine größere Beschattung durch die Bäume, andererseits durch schlechtere Wasserverfügbarkeit begründet ist. Allerdings kann die Variabilität der Bodenfeuchte im Jahreslauf an der gleichen topographischen Position genauso hoch sein wie an unterschiedlichen Positionen ([Giertz, 2004](#)). Die floristische Zusammensetzung der untersuchten Flächen ist in erster Linie vom Vegetationstyp (siehe Tabelle 3.1), also der strukturellen Umgebung, abhängig. Verschiedene Umweltparameter wie Mikroklima, Relief und Boden tragen demgegenüber weniger gut zur Erklärung bei. Beobachtungen der Feuedynamik zeigen eine sehr große Heterogenität, sowohl was die Temperaturen als auch den Zeitpunkt des Feuers betrifft, wobei tendenziell höhere Temperaturen und damit bessere Verbrennung in offenen Savannenbereichen und bei jahreszeitlich späteren Feuern gemessen wurden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Savannen-Ökosysteme durch eine Vielzahl an Parametern gesteuert werden, die sich häufig gegenseitig beeinflussen und lokal bzw. regional sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können. Dieser Umstand und die Tatsache, dass externe Störungen wie Buschfeuer und Beweidung eine ausgeprägte Dominanz im Ökosystem haben bzw. das Ökosystem Savanne in seiner typischen Ausprägung erst entstehen lassen ([Jeltsch et al., 2000](#)), haben zu anhaltenden Diskussionen über die Stabilität und die natürliche Entstehung von Savannen geführt ([Salzmann, 2000](#)). Schon Mitte des letzten Jahrhunderts wurde die Savanne als Ergebnis anthropogener Beeinflussung beschrieben und ein geschlossener Trockenwald als natürliche Vegetation angenommen ([Aubréville 1949](#); [Keay 1949](#) zitiert in: [Salzmann 2000](#)). Auch neuere Arbeiten folgen dieser Einschätzung ([Anhuf & Frankenberg, 1991](#); [Neumann & Müller-Haude, 1999](#)). Als Hauptargument wird das Auftreten von Feuer als externem *anthropogenem* Faktor angeführt, durch das die geschlossenen Wälder zu offenen Savannen wurden. Auch die Analyse von [Sankaran et al. \(2005\)](#) weist deutlich darauf hin, dass sich afrikanische Savannen in Regionen mit mehr als 650 mm Niederschlag in einem instabilen Zustand befinden, d. h. dass die „Savannen“-Charakteristik nur durch externe Faktoren (hauptsächlich Feuer und Beweidung, s. o.) erhalten wird. Dies könnte den Schluss zulassen, dass nur anthropogen verursachte Eingriffe die Savannenformation so weit in den Süden verschoben haben⁴. Savannen sind seit langer Zeit besiedelt und die Unterscheidung von anthropogenen und natürlichen Anteilen externer Störungssysteme bzw. deren Quantifizierung ist schwierig ([Scholes & Archer, 1997](#)). Auch die Einschätzung der Rolle von Großherbivoren ist unsicher.

⁴ [Anhuf & Frankenberg \(1991\)](#): „Ähnlich den guineischen Savannen im Übergangsbereich von den Regenwäldern zu den dichten Trockenwäldern, handelt es sich auch bei den *Forêt claires* um das Resultat massiver menschlicher Einwirkungen“ (S. 258)

Palynologische Untersuchungen in Seesedimenten in der Savannenzone Westafrikas zeigen jedoch, dass sich die Florenzzusammensetzung im gesamten Holozän, mit Ausnahme von kleinen Schwankungen, nie groß geändert hat (Salzmann, 2000). Feuchtere Bedingungen führten zu einer Verdichtung der Baumvegetation von ca. 10 000 bis 6 800 Jahren vor heute, ein geschlossener Wald hat sich aber zu keiner Zeit entwickelt. Im gesamten Pollenprofil sind Anzeichen für häufige Buschfeuer vorhanden, was darauf hindeutet, dass Feuer im gesamten Holozän als externer Faktor zur Erhaltung der Savanne gewirkt haben. Großskalige Veränderungen (tausender Jahre) sind nach diesen Ergebnissen vermutlich klimatisch induziert. Leider ist aufgrund fehlender Indikatorpollen eine Ausweisung anthropogener Aktivität nicht feststellbar. Inwieweit eine rezente Intensivierung der Buschfeuer zu einer Veränderung der Vegetationsstruktur und -zusammensetzung führt, ist noch offen.

Relief und Böden

Das Relief kann als klassische Pediplain beschrieben werden, eine flachwellige tropische Einrumpfungsebene mit sehr geringen Höhenunterschieden (Rohdenburg, 1969). Nur vereinzelt stehen steile granitische Inselberge aus der durch Hangpedimentation hervorgegangenen Landschaft. Sie sind nach Bremer (1995) weniger durch petrographische Unterschiede als durch lokale Unterschiede der Durchfeuchtung und damit der Verwitterungsintensität zu erklären. Nur einzelne quarzitisches Lagen, die zum Kandi-Bémbéréké-Lineament gehören, können als kleinere Höhenrücken morphologisch im Gelände in Erscheinung treten (Faure & Volkoff, 1998). Der geologische Untergrund prägt sich morphologisch bis auf die genannten Elemente nicht im Gelände durch. In der Region um Djougou finden sich Reste von ehemals großflächig verbreiteten Eisenkrusten, die heute Miniatur-Tafelberge bilden. Es wird vermutet, dass es sich bei den Krusten genetisch um ein Relikt aus dem Miozän handelt (Faure & Volkoff, 1998). Eine weitere morphologische Einheit sind die sog. *Inland-Valleys* (in Benin *Bas Fonds* genannt). Es handelt sich um in der Regenzeit versumpfte Senken, die sich oberhalb der ersten Abflussgewässer befinden (Giertz, 2004). Sie bilden sich nur in den wechselfeuchten Regionen des tropischen Afrika in Gebieten mit tiefgründiger Verwitterung auf Verebnungsflächen des afrikanischen Granit-Gneis-Sockels.

Die Böden in Zentralbenin gehören zur Gruppe der fersialitischen Böden (*sols ferrugineux tropicaux lessivés*, nach FAO Lixisols), die eine charakteristische Tonverlagerung und dadurch ein Ah-Bt-C-Profil aufweisen (Faure, 1977; IUSS Working Group WRB, 2006). Die aus den feuchteren Tropen bekannten Ferralsole spielen in Zentralbenin nur eine untergeordnete Rolle. Der gesamte Bodenhorizont weist einen polyzyklischen Aufbau auf, der mehrphasige Abtragungs- und Sedimentationsprozesse widerspiegelt (Giertz, 2004). Weit verbreitet ist ein quarzitischer Schutt-Horizont und mehrere sog. Pedimentschutt- und feinkörnige hillwash-Ablagerungen, die unterschiedliche klimainduzierte Aktivitäts- und Ruhephasen abbilden (Giertz, 2004). Ein in der rezenten Bodenbildung bisher unterschätzter Faktor ist der äolische Staubeintrag aus der Sahara während des Harmattan (Faure & Volkoff, 1998). In den *Bas Fonds* bilden sich durch die jahreszeitliche Staunässe Gley-Böden.

Die Fruchtbarkeit der Lixisols wird durch ihre geringe Nährstoffverfügbarkeit und Kationenaustausch-Kapazität als mäßig angegeben, wobei die Erhaltung des Humusanteils in der Bewirtschaftung als der wichtigste Aspekt aufgeführt wird (IUSS Working Group WRB, 2006). Für eine dauerhafte Nutzung sind fruchtbarkeitserhaltende Maßnahmen (Brache, Dünger, mechanische Verbesserungen) notwendig. Treten Eisenkrusten an die Oberfläche oder wird durch Erosion der Feinboden abgetragen, so dass nur noch der Skelettanteil (Schutt-Horizont) übrig bleibt, sind die Böden für die Landwirtschaft nur noch sehr eingeschränkt zu nutzen (Junge, 2004; Giertz, 2004).

Ein weiterer einschränkender Faktor ist der hohe Anteil sandigen Materials im Oberboden, was einerseits zu einer guten Infiltrationsrate, andererseits aber zu geringer Wasserhaltekapazität führt (Junge, 2004). Besonders die Keimlinge am Beginn der Regenzeit sind der Gefahr des Austrocknens ausgesetzt.

3.2.2 Bevölkerungsdynamik

Das Haute Vallée de l'Ouémé (HVO) ist mit 28 E/km^2 eine der Regionen mit der niedrigsten Bevölkerungsdichte in Benin, wobei lokal sehr hohe Unterschiede auftreten können. Parakou, die zweitgrößte Stadt in Benin, die südöstlich des HVO liegt, weist eine Einwohnerdichte von 325 E/km^2 auf. Die jährlichen Wachstumsraten der Gemeinden im Untersuchungsraum liegen zwischen drei und knapp fünf Prozent, die alle (mit Ausnahme von Djougou) über dem Durchschnitt des Landes liegen (siehe Tabelle 3.3). Die hohen Zuwachsraten weisen jedoch nicht die städtischen, sondern die ländlichen Gemeinden auf. Land-Stadt-Wanderungen bzw. Urbanisierungsprozesse spielen in dieser Region eine eher untergeordnete Rolle. Dies steht im Gegensatz zu den nationalen Entwicklungstendenzen und weist auf die besondere Bevölkerungsdynamik dieser Region hin. In Benin weisen die urbanen Zentren eine Wachstumsrate von über 4 % auf, die ländlichen Regionen liegen bei 2,7 % (INSAE, 2003a). Eine besondere Stellung hat jedoch die Stadt Parakou als regionales Zentrum für die Mitte und den Norden Benins, deren Bevölkerung sich in den letzten 40 Jahren rund verzehnfacht hat (NLTPS, 2000a).

Die hohen Wachstumsraten der ländlichen Gemeinden werden mitverursacht durch Zuwachsgewinne durch Migrationsbewegungen. Migrationen der unterschiedlichsten zeitlichen und räumlichen Dimension sind in Benin durchaus häufig zu beobachten: „la migration surtout interne est devenue un événement banal“ (INSAE, 2003b, S. 172). Besonders häufig sind zeitlich begrenzte Wohnortwechsel aus familiären oder Erwerbsgründen. Ein nicht unerheblicher Teil der Migranten sind aber Bauern, die mit ihren Familien vorzugsweise in Regionen mit fruchtbaren Böden und ausreichend Landreserven wandern (Doevenspeck, 2005). Genaue Zahlen der Migrationssalden sind nicht vorhanden bzw. können nur schwer geschätzt werden. Im letzten Zensus von 2002 sind nur Angaben über den Geburtsort (Departement) vorhanden, was aber keine verlässliche Einschätzung erlaubt, da viele Wanderungsbewegungen innerhalb des Departements stattfinden. Auf Departement-Ebene zeigt Borgou einen Einwanderungsgewinn, Donga dagegen einen Verlust an Bevölkerung (INSAE, 2003b). Ein charakteristisches Merkmal der Wanderungsbewegungen ist die sog. Kettenmigration, d.h. die Wanderung erfolgt über einen längeren Zeitraum und mehrere

Tabelle 3.3: Bevölkerung in Zentralbenin (Quelle: INSAE 2003c)

Commune	Einwohner 2002	E/km^2 1992	E/km^2 2002	Wachstum [%]
Djougou	181 895	34,1	46,1	3,1
Parakou	149 819	226,9	325,2	3,8
N'Dali	67 379	12,1	17,7	4,0
Bassila	60 643	8,1	13,0	4,4
Tchaourou	106 852	9,7	15,6	4,9
HVO	401 061	18,9	28,0	4,0

Zwischenstationen, häufig über etablierte „Migrantendörfer“ (Doevenspeck, 2005). Auch diese mehrphasigen Wanderungsschritte können mit den Daten des letzten Zensus nicht abgebildet werden.

Die Gründe der Abwanderung sind vielfältig; an erster Stelle wird die Abwanderung mit der nachlassenden Bodenfruchtbarkeit im Heimatort begründet (Doevenspeck, 2005). Tatsächlich weisen die Böden in den Herkunftsorten durch langjährige Übernutzung (zu kurze Brachezeit) eine vergleichsweise geringe Fruchtbarkeit auf (vgl. MEHU 2000; Schlauderer 2000). Als Folge davon sind auch Abwanderungsgründe wie „Ernährungsunsicherheit“ und „Landknappheit“ zu sehen. Naturräumliche Faktoren dürfen bei der Betrachtung und Bewertung intraruraler Migration aber nicht isoliert betrachtet werden. Doevenspeck (2005) zeigt in seiner Studie, dass fast die Hälfte der Antworten auf die Frage nach den Abwanderungsmotiven sozialer und kultureller Natur sind. Darunter werden Hexerei, familiäre Gründe und Neid, aber auch ökonomische Gründe, wie Kosten für Zeremonien und relative Verarmung, genannt (Doevenspeck, 2005). Die meisten dieser Angaben bedingen sich gegenseitig, da sich z.B. Neid oft auf ökonomische Aspekte bezieht und eng mit dem Thema Hexerei bzw. der Angst vor Hexerei verbunden ist⁵. Ein wesentlicher Aspekt scheinen also gesellschaftliche Zwänge in Bezug auf ökonomische Verhaltensweisen zu sein, aus denen sich die Betroffenen nur durch Migration zu lösen vermögen.

Die Migranten treffen in den Zielregionen mit sehr geringer Bevölkerungsdichte auf eine zunächst offene Gesellschaft, die ihnen ausreichend Land zur Bewirtschaftung zuweist. Das heißt, dass die Landnahme der Migranten von der autochthonen Bevölkerung erlaubt und akzeptiert wird und somit nicht illegal erfolgt (Doevenspeck, 2005). Die extrem schnell wachsende Migrationsbevölkerung stellt die Aufnahmegesellschaft jedoch vor erhebliche Herausforderungen. Lokale Machtkonflikte (auch innerhalb der Migrationsbevölkerung) und Landbesitzunsicherheit führen dazu, dass Landbesitzansprüche zunehmend relevant werden und den a priori landlosen Migranten z. B. durch Baumpflanzungen der Zugang zu Land verwehrt wird (Singer 2005, siehe folgendes Kapitel). Mit zunehmender Bevölkerungsdichte und knapper werdenden Landressourcen besteht hier ein erhebliches Konfliktpotential, was in anderen Teilen Benins schon zu gewaltsamen Auseinandersetzungen geführt hat.

3.2.3 Besitzverhältnisse und Landrecht

Wie in vielen anderen westafrikanischen Ländern besteht das traditionelle Landrecht in Benin nicht aus individuellem Besitztum, sondern aus kollektivem Eigentum einer bestimmten Familie oder eines Clans (Kirk & Adokpo-Migan, 1994; Doevenspeck, 2005). Die Landverteilung an einzelne Nutzer wird vom „Erdherren“ (*chef de terre*) kontrolliert, der auch in Streitfragen die oberste Autorität darstellt. Der tatsächliche Anspruch auf Bodenbesitz bzw. Bodennutzung leitet sich aus einer patrilinearen Verwandtschaftshierarchie ab und hat eine starke magisch-religiöse Komponente: Die Ahnen der Erstsiedler haben mit den Erdgeistern einen „Vertrag“ über die Nutzung des Bodens abgeschlossen. Deshalb müssen Entscheidungen bezüglich der Bodennutzung immer im Einvernehmen mit den Ahnen getroffen werden, um sich das Wohlwollen der Erd-

⁵ Ob Hexerei und Schadzauber tatsächlich physische Auswirkungen haben, scheint keine große Bedeutung zu haben. Allein der Glaube daran, dass andere die Kraft haben, jemanden (negativ) zu beeinflussen, scheint ausschlaggebend zu sein. Das Thema Hexerei wird oft schon dann thematisiert, wenn es sich aus Sicht des Betroffenen eine unnatürliche Verkettung von Unglücksfällen ereignet. Auch eine unerklärliche Krankheit wird oft mit Hexerei in Verbindung gebracht. Für eine ausführliche Diskussion siehe Doevenspeck (2005, S. 55ff) sowie zur Rolle in der Politik Geschiere (1995); Signer (1999).

geister und damit das Wohlergehen des Dorfes zu sichern (Doevenspeck, 2005). Dies wird mit regelmäßigen Opfergaben und Zeremonien erreicht.

Die kollektiven Besitztümer umfassen nicht nur das aktuell genutzte Land, sondern u. U. noch große ungenutzte Flächen. Freies Land, auf das keiner einen Anspruch erhebt, ist dadurch quasi nicht vorhanden. Auch die großen unberührten Waldflächen in Zentralbenin „gehören“ einer bestimmten Familie oder einem Dorf. Damit gibt es auch kein freies Bodennutzungsrecht, die Nutzung muss immer über institutionalisierte Verfahren erfolgen. Kommen neue Siedler, kann ihnen der Erdherr ein Stück Land gegen eine Pacht zur Nutzung überlassen. Diese allochthonen Nutzer haben jedoch niemals die gleichen Rechte wie die schon ansässige Bevölkerung (z. B. sind Baumpflanzungen nur den autochthonen Nutzern erlaubt). Machtkonflikte können entstehen, wenn die Reihenfolge der Ankunft im Dorf nicht geklärt ist, da die Nutzungsrechte der vorher Dagewesenen durch das Gewohnheitsrecht automatisch größer ist (Doevenspeck, 2005; Singer, 2005). Dies gilt genauso für die autochthone Bevölkerung, was bei zunehmender Landknappheit eine immer größere Rolle spielt (Doevenspeck, 2005).

Neben dem traditionellen Bodenrecht gibt es auch die Möglichkeit, per Kataster einen individuellen Bodenbesitz per Urkunde festschreiben zu lassen. Damit besteht die Möglichkeit Land zu verkaufen. Die Monetarisierung der Nutzungsrechte setzt überall dort ein, wo Boden einen ökonomischen Wert gewinnt: Zunächst in der Umgebung größerer Städte und zunehmend auch im dicht besiedelten Süden Benins. Da jedoch die rechtlichen Rahmenbedingungen und die Festlegung, wer überhaupt Landtitel verkaufen kann, unklar sind, entstehen hierbei sehr häufig mehr oder minder schwere Konflikte. Es wird z. B. häufig berichtet, dass ein Stück Land mehrfach verkauft wird (Doevenspeck, 2005).

Neben dem traditionellen und dem privaten Besitz gibt es in Benin große Flächen mit staatlichen Nutzungsansprüchen. Es handelt sich um die Schutzwaldflächen (*Forêt classées*), die ca. 14 402 km² (12 %) der Landesfläche ausmachen. Sie wurden von der französischen Kolonialverwaltung zwischen 1940 und 1950 als Waldreservate eingerichtet und nach der Unabhängigkeit von der beninischen Regierung übernommen (Doevenspeck, 2005). Innerhalb dieser Flächen ist jegliche Nutzung mit Ausnahme von Brennholzsammeln verboten. Tatsächlich sind jedoch viele Nutzer von den unter Schutz stehenden Wäldern abhängig (Akouehou, 2004): In der Trockenzeit nutzen die Viehzüchter (Peulh) die Wälder als Weideflächen, die Frauen haben durch den Verkauf von Feuerholz, Holzkohle, Honig und andere Waldprodukte eine wichtige ökonomische Einnahmequelle, die Jagd auf Wildtiere bzw. deren Verzehr ist die wichtigste Proteinquelle (in Zentralbenin) und nicht zuletzt stellen die Werthölzer eine wichtige Ressource dar. Durch die „Verstaatlichung“ der Besitzansprüche wurde die traditionelle und institutionalisierte Bodenrechtsverwaltung entkräftet. Die Forstbehörden konnten jedoch keine ausreichende Kontrolle über die Waldflächen etablieren, so dass ein quasi-freier Raum im Sinne von Hardin (1968) entstand. Der dadurch zunehmende illegale und unkontrollierte Holzeinschlag ist mittlerweile zu einem dringlichen Problem geworden⁶ (Siebert & Elwert, 2002; Akouehou, 2004). Tatsächlich sind jedoch die von Zeit zu Zeit durchgeführten drakonischen Strafen der Forstpolizei bei der lokalen Bevölkerung gefürchtet, so dass die illegale Ausbeutung der Wälder (Wertholz und Holzkohle) bisher nur selektiv erfolgte. Inwieweit rezente Forstentwicklungsprojekte (z. B. das *Projet d'Aménagement des Massifs Forestiers (PAMF)*, Djogbenou, 2002) die potentiell konfliktsituation so entschärfen können, so dass alle beteiligten Akteure die Waldressourcen adäquat nutzen können, bleibt abzuwarten.

⁶ Nach Informationen von Business Anti-Corruption werden 80–90 % der Holzeinschläge illegal getätigt bzw. gelangen durch korrupte Strukturen in den Handel (Quelle: <http://www.business-anti-corruption.com/normal.asp?pageid=134>, gesehen am 01.11.2007)

3.2.4 Landwirtschaftliche Anbausysteme

Die Landnutzung in Zentralbenin ist geprägt durch kleinbäuerliche landwirtschaftliche Produktionssysteme und (meist illegalen) Holzeinschlag (Siebert & Elwert, 2002). Industrielle Produktion ist bis auf wenige Baumwollaufbereitungsanlagen nicht vorhanden. Mais und Yams bilden die Hauptanbaufrüchte, was der Klassifizierung der Anbausysteme nach Manyong et al. (1996) entspricht.

Das landwirtschaftliche Produktionssystem der Ackerbauern basiert auf einer Brachefeldwechselwirtschaft mit drei bis sieben Jahren Brache, wobei in Einzelfällen bei ausreichend verfügbarem Land bis zu 20 Jahre Brache möglich sind (Mulindabigwi, 2006). Die Hauptanbauperiode ist die Regenzeit, eine Bewässerung der Hauptkulturen findet nicht statt. Eine Klassifizierung der Produktionssysteme nach Ruthenberg (1980) ist nicht ohne weiteres möglich, da auf sehr engem Raum mehrere Produktionssysteme nebeneinander existieren (Mulindabigwi, 2006). Mit zunehmender Bevölkerungsdichte ändert sich das Anbausystem von Wanderfeldbau zu Brachefeldwechselwirtschaft und schließlich zu einem kontinuierlichen Anbau. Zwischen diesen Anbausystemen findet ein kontinuierlicher Übergang statt und häufig werden mehrere aufeinanderfolgende Anbausysteme gleichzeitig betrieben (Mulindabigwi, 2006).

Neben dem Ackerbau wird auch Viehhaltung betrieben, jedoch ausnahmslos von Mitgliedern der Ethnie der Fulbe (frz. Peulh). Die Peulh sind ursprünglich nomadische lebende Viehzüchter, die aber teilweise sesshaft geworden sind und zusätzlich zur Tierhaltung auf hofnahen Feldern Ackerbau betreiben (Toutain et al., 2001; Akpaki, 2002).

In einem im Rahmen von IMPETUS durchgeführten Regional-Survey⁷ (Hadjer et al., 2004) geben 51 % der Befragten den Bereich Landwirtschaft als den wichtigsten ökonomischen Bereich an. Mit Einbeziehung der nachgelagerten Verarbeitungsprozesse und Weiterverkauf, welche meist von Frauen ausgeführt werden, kann von einem deutlich höheren Anteil ausgegangen werden. Für ein Viertel der Befragten ist der Handel die wichtigste ökonomische Aktivität. Fast zwei Drittel der befragten Personen besitzen Felder, davon geben aber über die Hälfte an, Felder kleiner als einen Hektar zu besitzen.

Angebaute Kulturen

Die Hauptanbaufrüchte sind Mais, Yams, Sorghum, Maniok und verschiedene Gemüsesorten. Die wichtigsten Cash Crops sind Erdnuss, Baumwolle und Cashew (Abbildung 3.3). Regional zeigen sich aber starke Unterschiede. In den nördlichen Gemeinden N'Dali und Copargo wird Baumwolle häufiger als wichtigste Cash Crop genannt und zeigt damit einen deutlich höheren Stellenwert. Nach den Ergebnissen des Regional-Surveys bauen insgesamt nur 12 % der Befragten Baumwolle an (Tabelle 3.4). Diese geringe Zahl ist darauf zurückzuführen, dass die Hauptanbauggebiete für Baumwolle nördlich des Untersuchungsgebietes liegen (hauptsächlich in den Departements Borgou und Alibori). Zusätzlich kann die Zahl der Bauern, die Baumwolle in den Grenzregionen anbauen, durch klimatisch und schädlingsbedingte Produktionsausfälle erheblich schwanken. In den letzten Jahren nimmt der Baumwollanbau in Zentralbenin ab, sowohl hinsichtlich der Erträge als auch der Fläche (siehe Abbildung 3.4 und 3.5). Dies gilt besonders für die südlichen Regionen, in denen mit dem Anbau von Knollenfrüchten (Yams, Maniok) ein höherer Ertrag und damit höhere Einkommen zu erwirtschaften sind.

⁷ Es wurden 420 Männer und 419 Frauen zu den Themen Ressourcennutzung und Existenzsicherung befragt. Die befragten Personen stellen eine repräsentative Stichprobe für den Bereich des Departements Donga und die Communs Tchaourou, Parakou und N'Dali im Departement Borgou dar. Es wurde keine Trennung in urbane oder rurale Gebiete vorgenommen. Wenn nicht anders angegeben, beruhen im Folgenden die statistischen Angaben auf diesem Regionalsurvey.

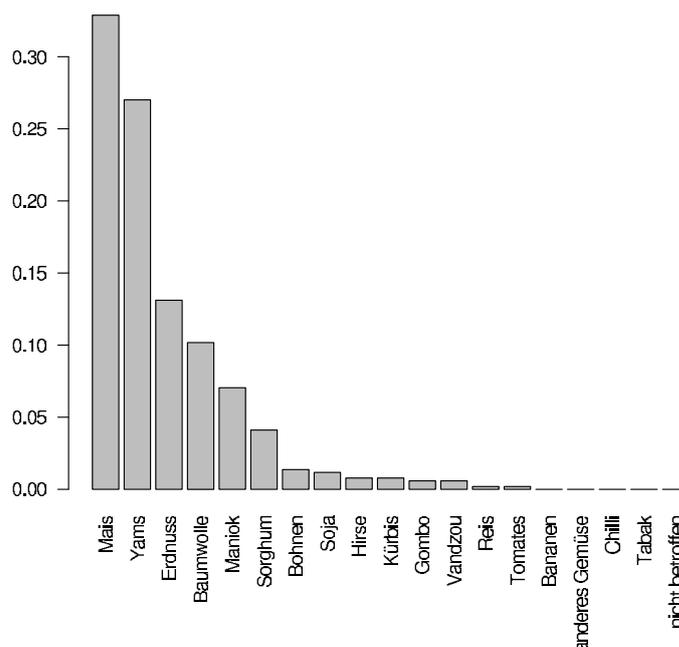


Abbildung 3.3: Wichtige Anbaufrüchte, relative summierte Angaben der wichtigsten Feldfrucht der Bauern. (Quelle: IMPETUS Regional Survey)

Die Feldfrüchte werden (mit Ausnahme von Yams) häufig in Mischkulturen angebaut, was eine Flächenschätzung sehr erschwert (Mulindabigwi, 2006). Agrarstatistiken des Ministère de l’Agriculture, de l’Élevage et de la Pêche (MAEP) zeigen, dass Wurzelkulturen (Yams und Maniok) und Getreide flächenmäßig zu ungefähr gleichen Teilen angebaut werden (Abbildung 3.5). Dies wird auch von Mulindabigwi (2006) bestätigt, nach dessen Daten Wurzelkulturen und Getreide auf je 31 % der Feldflächen angebaut werden. Baumwolle wird dagegen nur auf 17 % der Feldflächen angebaut. Gemüse spielt flächenmäßig eine untergeordnete Rolle und wird hauptsächlich auf kleinen Feldern angebaut, da der Anbau einen hohen Arbeitseinsatz und meist auch Bewässerung erfordert (Hadjer, 2006).

Die Anbausysteme sind subsistenzorientiert, d.h. der Anbau erfolgt in erster Linie für den Eigenbedarf. Dies bedeutet jedoch nicht, dass Teile der Ernte nicht verkauft werden und damit zu einer wichtigen Einkommensmöglichkeit der ländlichen Familien gehören (Hadjer, 2006). Daten des Regional-Survey zum Verkauf der angebauten Feldfrüchte finden sich in Tabelle 3.4. Sorghum, Hirse und Maniok und Yams werden hauptsächlich für den Eigenbedarf angebaut, wobei von Maniok und Yams immerhin ein Viertel weiterverkauft wird. Mais, Reis und Bohnen werden zum Teil weiterverkauft, dienen aber auch der eigenen Nahrungsgrundlage. Erdnuss und Reis sind Nahrungsmittel, die zum größeren Teil für den Verkauf angebaut werden und als Cash Crops gelten können. So verkauft z. B. jeder zweite Erdnussbauer seine gesamte Ernte. Reis wird insgesamt wenig angebaut, da der importierte asiatische Reis auf dem Markt zu ähnlichen Preisen angeboten wird (van den Akker, 2000) und der Anbau nur in den *Bas Fonds* möglich ist. Bei einer zukünftigen Flächenverknappung wird der Nutzung der *Bas Fonds* jedoch eine wichtige Rolle bei der Ernährungssicherung zugeschrieben (Windmeijer/Andriess, 1993). Damit zeigt sich, dass die Bauern zwar subsistenzorientiert wirtschaften, aber gleichzeitig eine marktorientierte Produktdiversifizierung anstreben.

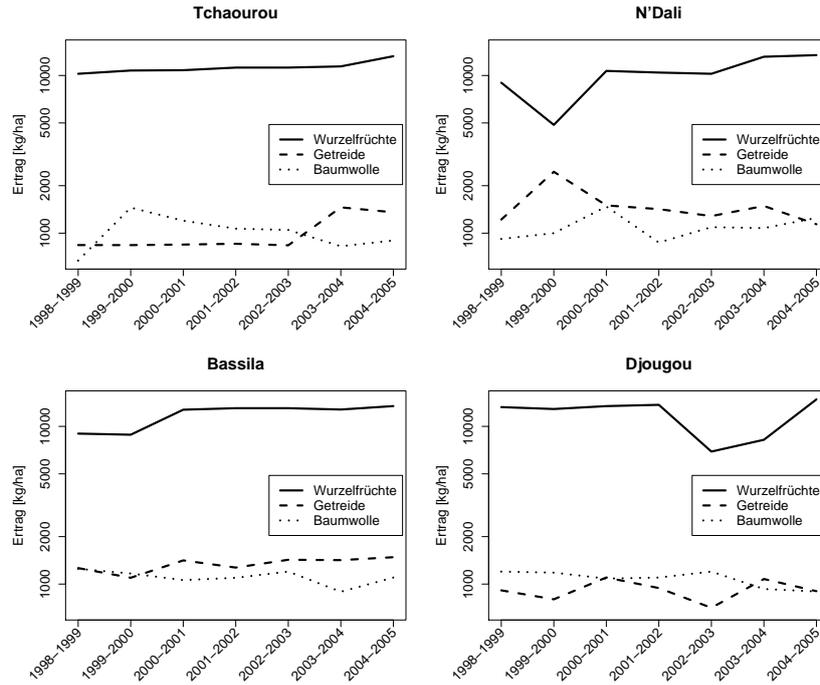


Abbildung 3.4: Entwicklung der Erträge wichtiger Kulturen in ausgewählten Gemeinden (log-Skala). (Quelle: CeRPA/MAEP)

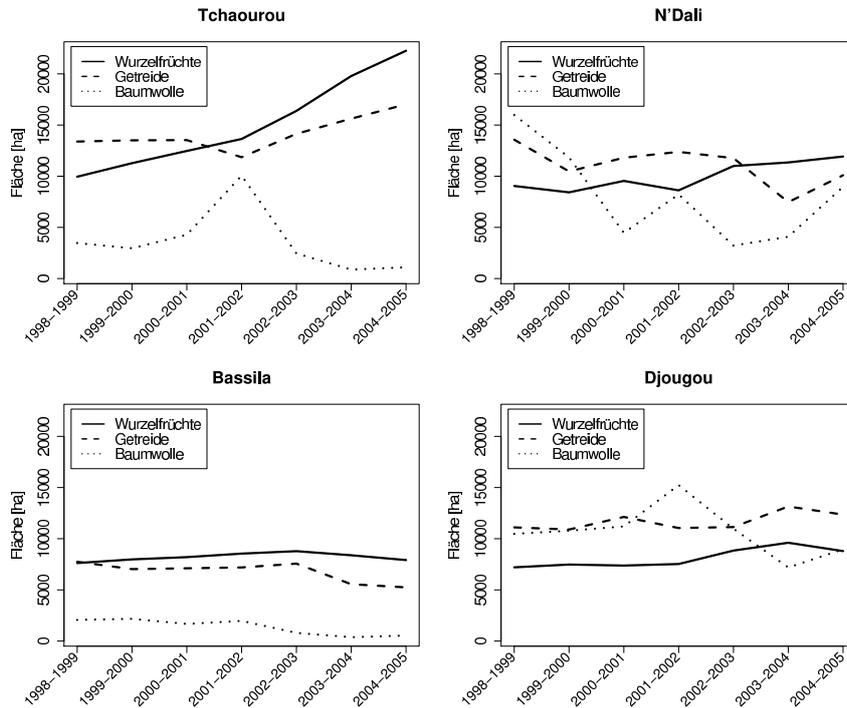


Abbildung 3.5: Entwicklung der Feldflächen wichtiger Kulturen in ausgewählten Gemeinden. (Quelle: CeRPA/MAEP)

Eine weitere zunehmend wichtige landwirtschaftliche Nutzung neben dem Ackerbau ist die Plantagenwirtschaft. Hierzu gehören v. a. Mango- und Cashew-Plantagen, die in unterschiedlichem Umfang betrieben werden. Besonders Cashew gewinnt in jüngster Zeit zunehmend an Bedeutung, da durch steigende Weltmarktpreise der Cashewanbau ökonomisch profitabel wird (Singer, 2005). Die Jungpflanzen werden meist auf Bracheflächen angelegt und bringen erste Ernten nach ca. 5–7 Jahren (Lacroix, 2003). Baumpflanzungen sind nach traditionellem Bodenrecht nur autochthonen Bauern erlaubt, was zunehmend dazu führt, dass Cashew angepflanzt wird, um einen Besitzrechtsanspruch zu dokumentieren (Singer, 2005). In Zentralbenin bewirtschaften 30 % der Befragten eigene Cashewpflanzungen mit einer mittleren Größe von 1,6 ha, bei einem Median von 1 ha.

Anbautechnik und Intensivierung

Die einjährigen Feldfrüchte werden in einer losen Fruchtfolge angebaut, die jedoch bestimmten Schemata folgt (Mulindabigwi, 2006). Yams ist bezüglich der Bodenfruchtbarkeit eine sehr anspruchsvolle Pflanze, die immer als erste Frucht nach der Rodung eines Feldes angebaut wird (Mulindabigwi, 2006; Igue et al., 2000). Wird das Feld auf einer mittelalten Brache (drei bis sechs Jahre) angelegt, wird auch Maniok oder Baumwolle als erste Kultur gepflanzt. Anschließend werden in unterschiedlichen Kombinationen Mais, Sorghum und Maniok angebaut. Nach drei bis fünf Jahren Anbau werden hauptsächlich Leguminosen wie Erdnuss, Bohnen oder Soja angebaut, die auch auf weniger fruchtbaren Böden wachsen und durch ihre Symbiose mit Rhizobium-Bakterien den Boden mit Stickstoff anreichern.

Die Agrarproduktion im Untersuchungsgebiet erfolgt durchweg nach kleinbäuerlichen Maßstäben mit geringem Technisierungsgrad. Ein Feld wird angelegt, indem ein Stück Savanne oder Brache abgebrannt wird, um die natürliche Vegetation zu entfernen. Diese Brandrodung beschränkt sich im Gegensatz zu den feuchten Tropen auf das zu bewirtschaftende Feld. Große Bäume werden selektiv stehen gelassen, wenn es sich um Nutzbäume wie Karité (*Vitellaria Paradoxa*) handelt, oder werden sukzessiv gefällt. Bei lang anhaltender intensiver Nutzung und kurzen Brachezeiten, in denen sich auf den Bracheflächen keine Waldsavannen mehr entwickeln können, entstehen Kulturbaumparks (Sturm, 1997). Der Baumbestand besteht dabei nur noch aus

Tabelle 3.4: Anbau und Verkauf der wichtigsten Feldfrüchte

Feldfrucht	Anteil der Bauern, die die Feldfrucht anbauen [%]	davon verkaufen nicht [%]	davon verkaufen mehr als die Hälfte der Ernte [%]
Yams	37,6	51,5	21,8
Maniok	21,0	65,5	25,9
Erdnuss	25,1	10,9	84,8
Bohnen	18,5	35,4	56,1
Mais	47,8	42,4	44,6
Hirse	11,4	64,5	27,0
Reis	5,0	30,9	64,3
Sorghum	30,3	70,0	17,3
Baumwolle	11,7	1,0	99,0

Quelle: IMPETUS Regional survey (n=839) (Hadjer et al., 2004)

Nutzbäumen, Waldinseln sind sehr selten. In Zentralbenin wurden solche Landschaften in den dicht besiedelten Regionen in den Gemeinden Ouaké und Copargo beobachtet. Der Mechanisierungsgrad ist sehr gering, nur knapp vier Prozent der Bauern besitzen einen Pflug und nur zwei Personen geben im Regionalsurvey an, einen Traktor zu besitzen. Fast alle Feldarbeiten werden von Hand mit Hacke und Machete erledigt. Daraus ergibt sich, dass für viele Bauern hauptsächlich die Arbeitskraft der limitierende Faktor der Agrarproduktion ist (Weber et al., 1996; Mulindabigwi, 2006). Knapp 60 % der Bauern stellen saisonale Hilfskräfte ein, z. T. nur für wenige Wochen, z. T. aber auch für die gesamte Anbauperiode.

Die traditionelle Methode, um die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten, ist die Brache. Dadurch kann sich neues organisches Material im Boden akkumulieren, wodurch nicht nur Nährstoffverfügbarkeit, sondern auch die Bodenstruktur und Wasserhaltekapazität verbessert wird (Franke, 1995; Junge, 2004; Dagbenonbakin, 2005). Zusätzlich werden Unkräuter wie *Imperata cylindrica* und *Striga hermontheca* unterdrückt, die bei langen Anbauzyklen erhebliche Ertragseinbußen verursachen können (Tarawali et al., 1999; Mulindabigwi, 2006). Mit wachsender Bevölkerung werden mehr Felder benötigt, da den Bauern keine anderen Mittel zur Ertragssteigerung zur Verfügung stehen. Mineraldünger wird zwar von ca. 25 % der Bauern eingesetzt, da er aber nur auf Kredit bezogen werden kann bzw. mit der letzten Baumwollernte verrechnet wird, haben nur Bauern, die Baumwolle anbauen, Zugang zu synthetischen Düngemitteln (Mulindabigwi, 2006). Häufig wird aber ein Teil der Düngermenge für den Maisanbau verwendet, was dazu führt, dass die empfohlene Düngermenge für Baumwolle nicht eingehalten wird und dadurch der Ertrag geringer ausfällt. Organischer Dünger wird von den Ackerbauern so gut wie nicht verwendet, obwohl damit beträchtliche Ertragssteigerungen möglich wären (Dagbenonbakin, 2005). Diese Tatsache ist zum großen Teil darauf zurückzuführen, dass Ackerbauern keine Großtierhaltung betreiben und nur wenige mit den Rinderzüchtern (Peulh) Kooperationen eingehen. Sesshaften Rinderhaltern ist es durch den geschickten Einsatz von organischem Dünger möglich, einen quasi-permanenten Anbau zu betreiben (Sturm, 1993; Swoboda, 1998).

Die Vergrößerung der Feldflächen geht bei einer begrenzt nutzbaren Fläche auf Kosten der Brachezeit. Im Süden des Untersuchungsgebietes ist die Bevölkerungsdichte sehr gering, dort werden Bodennutzungsintensitäten⁸ von 45–55% angegeben, bei einer mittleren Brachezeit von 6 Jahren (Junge, 2004). Mit zunehmender Bevölkerungsdichte steigt die Nutzungsintensität bis auf 75% bei einer einjährigen Brachezeit und ca. drei Jahren Bewirtschaftung (Junge, 2004). Dies ist der Fall in den bevölkerungsreichen Gemeinden in Ouaké. Die Brache sollte eine gewisse Minimalzeit andauern, um die Bodeneigenschaften und den Ernteertrag zu verbessern. Eine Minimum-Brachedauer anzugeben ist jedoch schwierig, da sie stark von den Bodenparametern, Managementtechniken und vom Unkrautbefall abhängen (Mertz, 2002). Für die Böden auf dem Gneis-Granit-Sockel in Benin werden Angaben zwischen fünf und zehn Jahren gemacht (Adeg-bidi et al., 1999; Dagbenonbakin, 2005).

Nachdem nun die Rahmenbedingungen der Landnutzung in Zentralbenin erläutert wurden, sollen im Folgenden die Methoden und die Ergebnisse der Landnutzungsklassifikation beschrieben werden.

⁸ Prozentualer Anteil der Nutzzahre am gesamten Zyklus

3.3 Ableitung der Landnutzung / Landbedeckung aus Fernerkundungsdaten

Um räumlich hochaufgelöste und homogene Daten der Landnutzung und Landbedeckung zu erhalten, ist die Satellitenbildanalyse eine hervorragende Methode. Die hier angewandte Vorgehensweise der Ableitung von Landbedeckungs- und Landnutzungsinformationen richtet sich nach den etablierten Verfahren (Jensen, 1996; Richards & Jia, 2006). Dabei werden die multispektralen Satellitendaten nach der Vorverarbeitung durch einen Klassifikator in semantische Klassen separiert. Da die Klassifikationsgenauigkeit einzelner Klassen im Untersuchungsgebiet durch eine rein multispektrale Klassifikation nicht ausreichend ist, wird diese in einem nachgelagerten Schritt durch einen Knowledge-Based-Ansatz mit Hilfe zusätzlicher Daten in ihrer Genauigkeit erheblich verbessert. Zur Berechnung der Landnutzungsveränderungen wurden Satellitendaten von zwei unterschiedlichen Zeitpunkten klassifiziert und über eine Post-Classification Methode analysiert.

Bei der Verarbeitung der Fernerkundungsdaten wurde auf der Diplomarbeit von Judex (2003) aufgebaut, in der Landnutzungsveränderungen für das obere Ouémé-Einzugsgebiet beschrieben werden. Zusätzlich wurde das Untersuchungsgebiet vergrößert, indem alle Arrondissements, die im HVO liegen, mit einbezogen wurden. Auf dieser Datenbasis kann eine regional differenzierte Aussage über die Landnutzungsdynamik erfolgen.

3.3.1 Verwendete Daten

Die Erfassung der Landbedeckung und Landnutzung im Untersuchungsraum erfolgt durch LANDSAT TM und LANDSAT ETM+ Daten, die bei Datenlücken (Wolken, Brandflächen, s.u.) z. T. durch ASTER-Daten ergänzt wurden (siehe Tabelle 3.5). Die LANDSAT-Daten haben eine räumliche Abdeckung von 180 km × 180 km bei einer Auflösung von nominell 30 m × 30 m. Die Aufzeichnung der reflektierten Wellenlängen erfolgt mit sieben multispektralen Kanälen im Bereich von 0,45 µm bis 2,35 µm plus einem thermalen Kanal (Irish, 2000). Die Daten des ASTER-Sensors haben neun multispektrale und fünf thermale Kanäle, wobei die ersten fünf den gleichen spektralen Bereich abdecken wie die LANDSAT-Kanäle 2 bis 7. Die räumliche Abdeckung eines einzelnen Bildes ist mit ca. 60 km × 60 km allerdings deutlich kleiner als bei LANDSAT (ERSDAC, 2005).

Um Aussagen über Veränderungen treffen zu können, werden Daten von den zwei Zeitpunkten 1991 und 2000 ausgewertet. Aktuellere Daten wären wünschenswerter, sind jedoch aufgrund eines Prozessierungsfehlers des LANDSAT ETM+ Sensors seit 2003 nicht verfügbar. ASTER-Daten wären zwar verfügbar, durch die kleinere Abdeckung müssten dafür jedoch neun einzelne Szenen pro LANDSAT-Szene bearbeitet werden, was durch die starke jahreszeitliche Dynamik der Vegetation (s.u.) einen unverhältnismäßig hohen Arbeitsaufwand bedeuten würde. Da das Untersuchungsgebiet breiter als eine LANDSAT-Szene (ein „path“ = Abtastbreite einer Umlaufbahn) ist, mussten für eine volle Abdeckung des Untersuchungsgebietes Daten der paths 192 und 193 verwendet werden, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgenommen wurden. Die Daten vom 26.10.2000 weisen im südlichen Bereich starke Bewölkung auf, so dass dafür weitere Aufnahmen als Ersatzdaten verwendet wurden. Das Klassifikationsergebnis für das erweiterte Untersuchungsgebiet besteht also immer aus mehreren Datensätzen. Der Einfachheit halber werden im Folgenden die Klassifikationsergebnisse der zwei Zeitpunkte 1991 bzw. 2000 genannt.

Neben der Bewölkung können Brandflächen die Interpretation der Landbedeckung erheblich erschweren oder ganz behindern. Prinzipiell können alle Vegetationsflächen außer den dichten

Wäldern und Galeriewäldern von Buschfeuern betroffen sein (siehe Kapitel 3.2.1). Je nach Feuerintensität ist der verbrannte Vegetationstyp im Satellitenbild nicht mehr erkennbar. Die Buschfeuer treten nur in der Trockenzeit auf, sind also in den Satellitendaten nur zwischen ca. November und April zu finden. Um eine komplette Datengrundlage für die Landnutzungsklassifikation für den Zeitpunkt 2000 zu erhalten, mussten auch für die Brandflächen in den Ersatzdaten wiederum Ersatzdaten verwendet werden. Ein Beispiel für die Veränderung der Landbedeckung durch die Brandflächen innerhalb weniger Monate ist in Abbildung 3.6 dargestellt.

Die Parametrisierung der Klassifikation erfolgte durch eine umfangreiche Ground-Truth-Datenbank, die in den Jahren 2000-2003 erstellt wurde. Die Datenbank enthält knapp 1000 Referenzpunkte, die mit GPS-Geräten im Gelände eingemessen wurden (Judex, 2003).

Tabelle 3.5: Verwendete Satellitendaten. Ersatzdaten werden zum Füllen der bewölkten Bereiche verwendet

Sensor	Aufnahmezeitpunkt	path / row	Ersatzdaten
LANDSAT TM	13.12.1991	192 / 53+54	
LANDSAT TM	10.01.1991	193 / 53	
LANDSAT ETM+	26.10.2000	192 / 53+54	
LANDSAT ETM+	13.12.2000	192 / 54	×
LANDSAT ETM+	04.12.2000	193 / 53	
LANDSAT ETM+	07.12.2001	193 / 53	×
LANDSAT ETM+	29.10.2001	192 / 54	×
LANDSAT ETM+	16.12.2001	192 / 54	×
LANDSAT ETM+	03.12.2002	192 / 54	×
ASTER	13.12.2000	(192 / 54)	×
ASTER	19.10.2003	(192 / 54)	×

3.3.2 Preprocessing

Die Vorverarbeitung der Satellitendaten umfasste die Georeferenzierung und ggf. ein Mosaikieren der Daten. Da die radiometrischen Unterschiede zwischen den einzelnen Szenen durch jahreszeitliche und atmosphärische Ursachen erheblich sind, wurden nur LANDSAT-Szenen des gleichen Aufnahmezeitpunktes und des gleichen path zu einem Datensatz zusammengefügt (mosaikiert). Für alle anderen Szenen erfolgten die weiteren preprocessing-Schritte separat.

Da keine hinreichend genauen Karten als geometrische Grundlage für die Georeferenzierung zur Verfügung stehen und darüber hinaus in den ausgedehnten Savannen- und Waldgebieten keine Landmarken zur Orientierung sichtbar sind, wurde für alle Satellitendaten eine Bild-zu-Bild Registrierung durchgeführt. Als Basisdatensatz, auf den die anderen Daten koregistriert wurden, dienten LANDSAT-Daten vom 13.12.2000 (path 192), die von der Firma RADARSAT mit einer sehr guten geometrischen Korrektur vertrieben werden. Dies wird durch die Einbeziehung der *definitive ephemeris*-Daten erreicht (Irish, 2000). Die Koregistrierung wurde nach dem polynomischen Verfahren durchgeführt mit einer Genauigkeit (Root Mean Square Error) von $0,2 < RMS < 0,6$.

Fernerkundungsdaten, die von Sensoren auf Plattformen außerhalb der Troposphäre aufgezeichnet werden, sind von atmosphärischen Störungen (Wasserdampf, Aerosol, Spurengase) beeinflusst (Richards & Jia, 2006). Für viele Anwendungen sind Korrekturen erforderlich, indem

die gespeicherten *digital numbers* in Reflektanzen (der Erdoberfläche) umgerechnet werden (Ariño et al., 1997; Ouaidrari & Vermote, 1999; Lu et al., 2002). Dies ist v. a. dann notwendig, wenn aus den Daten biophysikalische Parameter, wie Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Biomasse oder Bodenvariablen, abgeleitet werden oder wenn mehrere Datensätze unterschiedlicher Zeitpunkte gleichzeitig verarbeitet werden. Werden die Datensätze jedoch unabhängig voneinander in Landnutzungskategorien klassifiziert, d.h. die Trainingsdaten der Klassifikatoren stammen aus dem jeweiligen Datensatz, ist keine Atmosphärenkorrektur notwendig (Song et al., 2001). Aufgrund der jahreszeitlichen Veränderung der Landbedeckung musste sowieso jeder Datensatz separat klassifiziert werden, daher wurde auf eine Atmosphärenkorrektur verzichtet.

Die LANDSAT-Szene vom 26.10.2000 (path 193, row 54) weist im südlichen Bereich erhebliche Störungen durch Wolken auf. Es handelt sich um eine sehr heterogene Mischung aus dichten Schleier- und Cumuluswolken, die zusätzlich starke Beschattungseffekte aufweisen. Dieser Bereich wurde manuell großräumig ausgeschnitten und durch andere Daten ersetzt (in Tabelle 3.5 mit „Ersatzdaten“ gekennzeichnet). Da alle vorhandenen LANDSAT-Daten für diese path-row-Kombination Wolken und Brandflächen aufweisen, wurden zusätzlich ASTER-Daten verwendet. Versuche, die Wolken- und Brandflächenbereiche automatisch zu extrahieren (nach Ouaidrari & Vermote, 1999), führten zu keinem befriedigenden Ergebnis, da in den Randbereichen durch Mischpixel erhebliche Fehler in der darauffolgenden Klassifikation auftraten. Stattdessen wurden diese auszuschließenden Bereiche in der Klassifikation als separate Klassen mitgeführt und anschließend verworfen. Dieses Verfahren erfordert keinen höheren zeitlichen Aufwand, erzielt aber wesentlich bessere Ergebnisse.

3.3.3 Klassifikation der Landnutzung und Landbedeckung

Multispektrale Fernerkundungsdaten stellen ein Abbild der Erdoberfläche dar. Dieser kontinuierliche Datenraum kann mit geeigneten Klassifikatoren in diskrete Klassen eingeteilt werden, die dann den gewünschten semantischen Kategorien entsprechen. Mit Campbell (2002) kann auch formuliert werden, dass Spektralklassen den jeweiligen Informationsklassen zugeordnet werden.

Als Klassifikator der Fernerkundungsdaten wurde der Maximum-Likelihood-Algorithmus gewählt, der sich in der Verarbeitung von Satellitendaten als robust und stabil herausgestellt hat und deshalb häufig angewendet wird. Die Maximum-Likelihood-Klassifikation (MLK) gehört zu den überwachten parametrischen Klassifikationsalgorithmen, die ein Set an Trainingsdaten vom Benutzer erfordern (Richards & Jia, 2006). Die Trainingsdaten müssen dabei so ausgewählt werden, dass die beinhalteten Pixel (spektrale Klasse) die gewünschte Informationsklasse abbilden. Eine weitere Voraussetzung ist die Normalverteilung der Trainingsdaten. Mit den Trainingsdaten kann jedes Pixel eines Datensatzes mittels Wahrscheinlichkeitsberechnungen einer bestimmten Klasse zugewiesen werden. Da sich die Informationsklassen oft aus mehreren Spektralklassen zusammensetzen, muss ein möglichst umfangreiches und repräsentatives Set an Trainingsgebieten gesammelt werden. So kann man die verschiedenen Aspekte der Informationsklassen erfassen. Bei sehr heterogenen Klassen werden u.U. viele Trainingsgebiete benötigt (Seto et al., 2002).

Zur überwachten Klassifikation der Satellitendaten von 2000 wurden aus den Ground-Truth-Daten ca. 170 Punkte als Trainingsdaten verwendet und über 300 Punkte als Validierungsdaten. Die Klassifikation von 1991 wurde ohne Referenzdaten aus dem Gelände durchgeführt, da für diesen Zeitpunkt keine Geländedaten verfügbar sind. Die Trainingsdaten wurden deshalb durch Interpretation der Satellitenbilder ermittelt.

Die Definition der Landnutzungs- und Landbedeckungseinheiten, die aus den Fernerkundungsdaten extrahiert werden sollen, orientiert sich an den in Kapitel 3.2.1 vorgestellten Vegetations-

einheiten und den im Untersuchungsraum vorkommenden dominanten Landnutzungsformen. Um eine Abgrenzung der unterschiedlichen Savanntentypen im Gelände vorzunehmen, wurden die Angaben zum Deckungsgrad der Gehölzschicht aus Reiff (1998) übernommen, an denen sich auch die Arbeit von Will (1998) orientiert. Allerdings sind die Deckungsgrade der Gehölzschicht der verschiedenen Vegetationsformationen sehr variabel, weshalb wohl auch in der Yangambi-Klassifikation keine Angaben dazu gemacht werden. Buschfeuer und Brachewechselwirtschaft sind hierbei die wichtigsten Faktoren und können lokal zu sehr verschiedenen „Vegetationsprofilen“ führen (Bellefontaine et al., 2000). Für verschiedene Waldsavannen-Gesellschaften (*Isoberlinia Doka-Gesellschaften*) werden von der Arbeit von Hahn-Hadjali & Schmid (1999) Deckungsgrade zwischen 15 und 65 % angegeben, in Orthmann (2005) finden sich Werte zwischen 30 und knapp 70 %, nach Bellefontaine et al. (2000) weisen Waldsavannen häufig über 50 % Deckung auf. Hinzu kommt, dass die verschiedenen Vegetationsformationen oft kontinuierlich ineinander übergehen, was eine korrekte Ansprache im Gelände schwierig macht (vgl. Will 1998; Orthmann 2005). Um jedoch einen einheitlichen und vergleichbaren Klassifikationsstandard sowohl für die Geländearbeit als auch für die Bilddaten herzustellen, wurden die Angaben von Reiff (1998) verwendet.

Der ursprünglich in IMPETUS aufgestellte Klassifikationsschlüssel (Schöttker, 2002; Judex, 2003) wurde in einigen Punkten geändert, da sich bei der Erweiterung auf das gesamte Untersuchungsgebiet Unzulänglichkeiten herausstellten (vgl. Tabelle 3.6):

- Die Trennung der Savanntentypen *Savane arborée* und *Savane arbustive* ist im Gelände nicht eindeutig möglich, da es sich meist um Sukzessionsstadien von Bracheflächen handelt, die zwar von der Baumdichte her eine Savane arborée widerspiegeln, im Unterwuchs aber viele Sträucher und junge Baumpflanzen aufweisen. Dadurch ergibt sich eine hohe Variabilität der Ground-Truth-Daten und damit eine Überlappung beider Spektralklassen. Daher wurden beide Savanntentypen in einer gemeinsamen Klasse zusammengefasst.
- Die Klasse „Brache“ wurde nicht berücksichtigt, da solche Flächen als ein Typ der Savannenklassen interpretiert wurde. Darüber hinaus ist es nicht möglich, mit den verwendeten Satellitendaten standortbedingte Savanntentypen von Brachesukzessionsstadien zu unterscheiden, da sie sich nur floristisch, nicht aber strukturell differenzieren lassen (siehe Kapitel 3.2.1)
- Zusätzlich zu den zonalen Vegetationseinheiten wurden Sonderstandorte definiert, die sich durch azonale Standortbedingungen auszeichnen.

Der Klassifikationsschlüssel setzt sich aus drei Hauptkategorien zusammen (siehe Tabelle 3.6): Vegetationsflächen, landwirtschaftlich genutzte Flächen und Siedlungen sowie Wasserflächen. Frühere Arbeiten haben gezeigt, dass eine Klassifikation verschiedener Feldfrüchte in der Untersuchungsregion aufgrund der sehr kleinen Feldgrößen (mittlere Feldgröße $< 0,3$ ha) nicht möglich sind (Judex, 2003). Allein die Feldflächen exakt von der Umgebung zu trennen, ist häufig nicht einfach, da bei einer Feldgröße von einem halben Hektar bis zu acht von zwölf betroffenen LANDSAT-Pixeln Mischpixel sein können. Des Weiteren werden auch häufig Bäume auf den Feldern aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes nicht gefällt und tragen zum Mischpixelproblem bei. Generell können also einzelne Felder bei der im Untersuchungsgebiet vorkommenden kleinbäuerlichen Landwirtschaft aus Daten des LANDSAT-Sensors nicht einzeln klassifiziert werden, sondern nur als Feldkomplexe.

Auch die Klassifikation von Plantagen (hauptsächlich Cashew) zeigte sich als schwierig (Judex, 2003), da es sich oft um kleine Flächen handelt und die Cashew-Bäume eine hohe spektrale

Ähnlichkeit mit Waldsavannen haben. Dies gilt ebenso für andere Plantagen wie Mango und Teak. Große homogene Plantagen könnten eventuell klasifiziert werden, aber da es nur sehr wenige solcher Flächen gibt, wurde von einer eigenen Klasse abgesehen.

Die von [Hahn-Hadjali & Schmid \(1999\)](#) dargestellten Möglichkeiten der multitemporalen Klassifikation von Pflanzengesellschaften konnten in dieser Arbeit nicht aufgegriffen werden, da keine ausreichenden Daten für das große Untersuchungsgebiet zur Verfügung stehen. Ein großes Problem stellt die hohe Wolkenbedeckung während der Regenzeit dar, die zusätzlich noch Beschattungseffekte verursacht. Hinzu kommt das schon angesprochene Problem der Brandflächen. Da bis auf die dichten Wälder alle Vegetationsformationen von Buschfeuern betroffen sein können, sind aus den Brandflächen keine Rückschlüsse auf die vorherrschende Vegetationsformation zu ziehen. Das große Potential multitemporaler Satellitenbildklassifikation ist hier also großen

Tabelle 3.6: Klassifikationsschlüssel (Quelle: IMEPTUS-Klassifikationsschlüssel, verändert nach [Judex \(2003\)](#). Angaben über Deckungsgrad aus [Reiff \(1998\)](#))

Klasse	Deutscher Name und Beschreibung mit Deckungsgrad der Gehölzschicht
<i>Vegetationstypen</i>	
gemischte Baum- und Grasformationen	
Savanne herbeuse	Grassavanne mit < 2% Strauch-/Baumschicht
Savanne arbustive / arborée	Busch- und/oder Baumsavanne, Baumschicht mit 2–25% und > 5% Sträuchern
Savanne boisée	Waldsavanne, Baumschicht 25–50%
Forêt claire	Lichter Wald, Baumschicht 50–75%
geschlossene Waldformationen	
Forêt dense	dichter Wald, Baumschicht > 75% , teilweise laubwerfend
Sonderstandorte	
Forêt galerie	Galeriewald entlang von Gewässern
Savanne saxicole	trockene Strauchsavanne auf steinigem Böden
Inselberg und sonstige vegetationsfreie Flächen	sehr spärlich bewachsene Felskuppen oder stark degradierte vegetationsarme Flächen
Bas Fond	Grassavanne in staunassen Niederungen, teilweise Reisanbau
<i>intensiv genutzte Flächen</i>	
Felder	landwirtschaftliche Ackerflächen
Siedlungsflächen	bebaute Flächen
<i>Wasser und wasserbeeinflusste Flächen</i>	
Wasser	Flüsse, Wasserstellen, Staubecken

Einschränkungen unterworfen. Der ideale Zeitpunkt zur monotemporalen Klassifikation liegt am Ende der Regenzeit, da dann die Wolkenbedeckung gering ist, aber noch keine Brandflächen auftreten.

Die Validierung der Landnutzungs- und Landbedeckungsklassifikation von 2000 erfolgt durch eine Contingency-Matrix zwischen Validierungsdaten und den klassifizierten Satellitendaten. Für jeden Validierungspunkt wird für die entsprechenden Koordinaten aus den klassifizierten Daten der Mehrheitswert einer 3×3-Umgebung gewonnen. Als Genauigkeitsmaß wird für jede Klasse der *Error of Omission* und *Error of Commission* angegeben, sowie die Gesamtgenauigkeit der Klassifikation (Congalton, 1991). Aufgrund von mangelnden Referenzdaten konnte für 1991 keine Validierung durchgeführt werden.

3.3.4 Postklassifikations-Verbesserungen

Das Hauptproblem der multispektralen Bildklassifikation ist neben der Mischpixelproblematik die spektrale Überlappung von zwei oder mehr Klassen. Dabei handelt es sich um Klassen, die eine ähnliche Landoberfläche aufweisen, aber einer anderen Nutzung unterliegen oder funktional anders zu bewerten sind. Im konkreten Fall handelt es sich um Siedlungsflächen, Feldflächen und spärlich bewachsene, steinige, oft degradierte Flächen und Inselberge, die eine hohe spektrale Ähnlichkeit aufweisen. Ein anderes Klassenpaar sind dichte Wälder (*Forêt dense*) und Galeriewälder (*Forêt galerie*). Solche spektral sehr ähnliche Klassen können durch Zusatzinformationen getrennt werden. Eine Möglichkeit besteht darin, Umweltparameter wie Topographie oder Bodeninformationen heranzuziehen, um diese Klassen zu trennen (Fleming & Hoffer, 1979; Stolz et al., 2005; Baker et al., 2006). Da sich die problematischen Klassen im Untersuchungsgebiet u. a. durch ihre Lage im Relief unterscheiden, konnte mit Hilfe von topographischen Informationen die Klassifikationsgenauigkeit dieser Klassen beinahe verdoppelt werden (Judex et al., 2006).

Aus SRTM-Daten⁹ wurde ein Topographic Position Index (TPI) berechnet, der für jedes Pixel die relative Lage im Gelände angibt (Weiss, 2001; Lundblad et al., 2004). Aus unterschiedlichen räumlichen Skalen dieses Index lassen sich Reliefeinheiten ableiten. Für das Untersuchungsgebiet wurden folgende Reliefeinheiten verwendet: zwei Talformen (Haupttal und kleine Seitentäler), Hang, flache Hügel und Inselberge (Details siehe: Judex et al., 2006). Mit diesen Daten wurden die problematischen Klassen mittels einer konditionalen GIS-Abfrage in ihrer Genauigkeit um fast 50 % verbessert. Dabei wurden alle Pixel, die nach dem TPI auf einem Inselberg liegen, nach der multispektralen Klassifikation aber als *Feld* klassifiziert wurden, der Klasse *Inselberg* zugeordnet. Im Fall der Galeriewälder wurden diese erst gar nicht multispektral klassifiziert, sondern erst durch die Abfrage „Waldformation im Tal“ erstellt.

3.3.5 Veränderungsdetektion

Basierend auf den Klassifikationsergebnissen der Daten von 1991 und 2000 wurde eine Analyse der Veränderungen durchgeführt. Dabei wird eine Veränderungsmatrix berechnet, in der für jede Klassenkombination die pixelgenauen von-zu Veränderungen summiert werden (Jensen, 1996). Um ein regional differenziertes Bild von der Veränderungsdynamik zu erhalten, wurden verschiedene Karten erstellt, die unterschiedliche Landnutzungsveränderungen beleuchten. Darüber hinaus wurden die Veränderungsergebnisse für unterschiedliche Verwaltungseinheiten berechnet, die dann zur Ableitung von Parametern für das Landnutzungsmodell benötigt werden.

⁹ Shuttle Radar Topography Mission. Deutsch-Amerikanisch-Italienische Kooperation, die ein quasi-globales digitales Geländemodell aus Radardaten in 90 m Auflösung erstellt hat.

3.4 Landbedeckung und Landnutzung in Zentralbenin

3.4.1 Ergebnisse der Satellitenbildklassifikation

Die Ergebnisse der Landbedeckungs- und Landnutzungsklassifikation für Zentralbenin sind in Tabelle 3.7 für beide Datensätze dargestellt. Ohne auf die Veränderungen zwischen den Aufnahmen eingehen zu wollen (siehe Kapitel 3.5), ist deutlich die Auswirkung der unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkte durch die Klasse „Brandflächen“ zu erkennen. Generell verändern sich die Vegetationseinheiten durch die Trockenzeit z. T. erheblich, was die Interpretation der Landbedeckung im Satellitenbild erschwert (Abbildung 3.6). Zu den wichtigsten Veränderungen gehören der Laubfall einiger Baumarten und das Verdorren der Gras- und Krautschicht. Dadurch kann sich die Form einzelner Vegetationsformationen ändern, da die Grenzen häufig fließend sind und damit auch das Klassifikationsergebnis beeinflussen. Im Folgenden wird die Landbedeckung für 1991 und 2000 dargestellt.

Dezember 1991 (Trockenzeit)

Im Datensatz von 13.12.1991 ist gut ein Drittel der gesamten Fläche von Buschfeuern betroffen (Tabelle 3.7), was den größten Flächenanteil in der Klassifikation ausmacht. Dadurch sind die Flächenangaben der Vegetationsformationen verfälscht, da auf den abgebrannten Flächen die Vegetationseinheit nicht klassifiziert werden konnte. Die Waldsavannen (*Savane boisée*) weisen mit gut 32 % den zweitgrößten Flächenanteil auf. Weitere nennenswerte Anteile an Vegetationsflächen haben Busch- und Baumsavannen (*Savane arbustive / arborée*) mit 13,3 % und die lichten Wälder (*Forêt claire*) mit knapp 9 %. Dichte Wälder (*Forêt dense*) mit einer quasi geschlossenen Kronendeckung weisen in Zentralbenin nur eine Fläche von 24 414 ha bzw. 0,9 % auf. Die restlichen Savannen haben sehr geringe Flächenanteile, was durch ihre Ökologie begründet ist.

Oktober 2000 (Ende Regenzeit)

Der Datensatz von 26.10.2000 wurde im Oktober am Ende der Regenzeit aufgenommen und weist daher keine Brandflächen auf (Abbildung 3.7 und Tabelle 3.7). Savannen sind mit 70 % Anteil die dominierende Vegetationsform, wobei Wald- und Buschsavannen ungefähr gleiche Anteile haben. Der Vegetationstyp lichte Wälder (*Forêt claire*), welcher auch zur Gruppe der gemischten Baum- und Grasformationen gehört, weist einen Anteil von 9,4 % der Fläche auf. Die

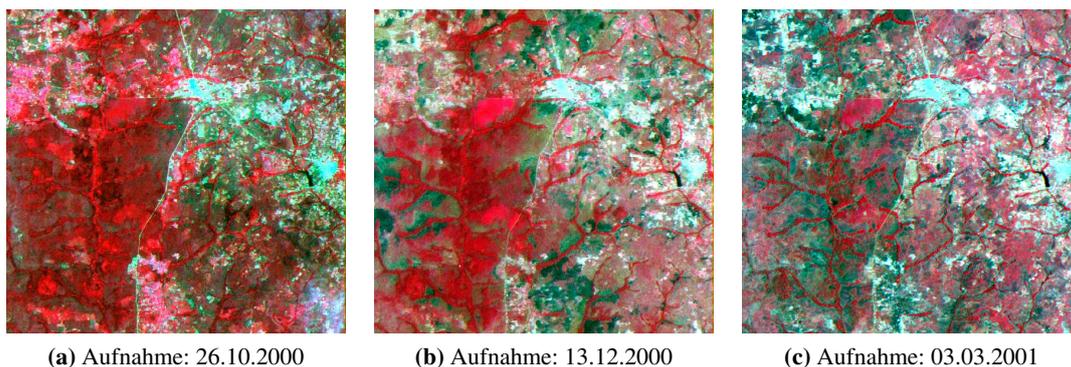


Abbildung 3.6: Beispiele für die Veränderung der Landbedeckung in der Trockenzeit durch Phänologie und Brandflächen. Dargestellt ist die Region um Bassila mit LANDSAT-Daten in Falschfarbendarstellung (Kanäle 4-3-2). Brandflächen erscheinen in (dunkel-)grün.

Tabelle 3.7: Die Ergebnisse der Landbedeckungs- und Landnutzungsklassifikation für Zentralbenin

Kategorie	2000		1991	
	Fläche (ha)	Anteil (%)	Fläche (ha)	Anteil (%)
Forêt dense	40 084	1,5	24 414	0,9
Forêt galerie	40 044	1,5	45 659	1,7
Forêt claire	250 786	9,4	234 390	8,8
Savane boisée	1 083 197	40,6	866 366	32,4
Savane arbustive / arborée	784 260	29,4	354 381	13,3
Savane saxicole	2 032	0,1	1 750	0,1
Savane herbeuse	64 406	2,4	2 420	0,1
Wasser	4 038	0,2	1 494	0,1
Bas Fonds	26 162	1,0	0	0,0
Siedlung	2 172	0,1	1 596	0,1
Felder	371 238	13,9	216 778	8,1
Inselberg / Vegetationsfrei	1 866	0,1	2 487	0,1
Brandflächen	0	0,0	918 855	34,4

dichten geschlossenen Wälder (1,5 % Flächen) treten entweder als größere Inseln innerhalb von Waldflächen auf oder in der Nähe von Siedlungen. Dabei handelt es sich oft z.T. um so genannte „heilige Wälder“ (*Forêt sacrées*), die zum einen eine (historische) Schutzfunktion haben, zum anderen aber Bestandteil wichtiger religiöser Riten sind.

Die geologische Störungszone *Kandi-Fault* zeigt sich deutlich in der Vegetationsverteilung: Von NO nach SW zieht sich ein schmales Band von lichten und dichten Wäldern durch Zentralbenin. Es handelt sich um eine Zone mit mylonitischen und quarzitreichen Lagen (Faure & Volkoff, 1998; Faß, 2004), die sich z.T. morphologisch als leichte Erhebung im Gelände bemerkbar macht. Vermutlich hat sich durch andere hydrologische Verhältnisse und geringmächtige Böden die vorherrschende Vegetation entwickelt. In näherer Umgebung der Kandi-Fault treten auch gehäuft Inselberge auf. Galeriewälder entlang von Flüssen als ein typisches Landschaftselement dieser Vegetationszone weisen eine Fläche von 40 044 ha (1,5 %) auf. Die landwirtschaftlichen Nutzflächen (Ackerflächen) nehmen knapp 14 % (371 238 ha) ein. Die Anteile der Siedlungsflächen sind sehr gering und liegen bei 0,1 % (2 172 ha).

Insgesamt weist das Untersuchungsgebiet große zusammenhängende Wald- und Savannenflächen auf, aber auch Regionen, in denen hauptsächlich Landwirtschaft betrieben wird. Weite Teile der Wald- und Savannenflächen liegen innerhalb der Schutzgebiete (*Forêt classées*, vgl. Abbildung 3.2 und Kapitel 3.2.3). Größere Gebiete zwischen Bassila und Djougou sowie N'Dali und Pehunco unterliegen aber keinem Schutz und stehen unter der Verwaltung der jeweiligen Dörfer. Die ausgedehnten landwirtschaftlichen Flächen konzentrieren sich um die großen städtischen Zentren Djougou und Parakou sowie die schon seit langer Zeit besiedelte Region um Ouaké.

Genauigkeit der Klassifikation

Die Genauigkeit der Klassifikation von 2000 wurde mit 301 unabhängigen Referenzpunkten überprüft und zeigt eine Gesamtgenauigkeit von 80,3 % (Kappa: 0.76) an. Die Fehlermatrix ist in Tabelle 3.8 angegeben, wobei „Producers accuracy“ den Anteil (oder die Wahrscheinlich-

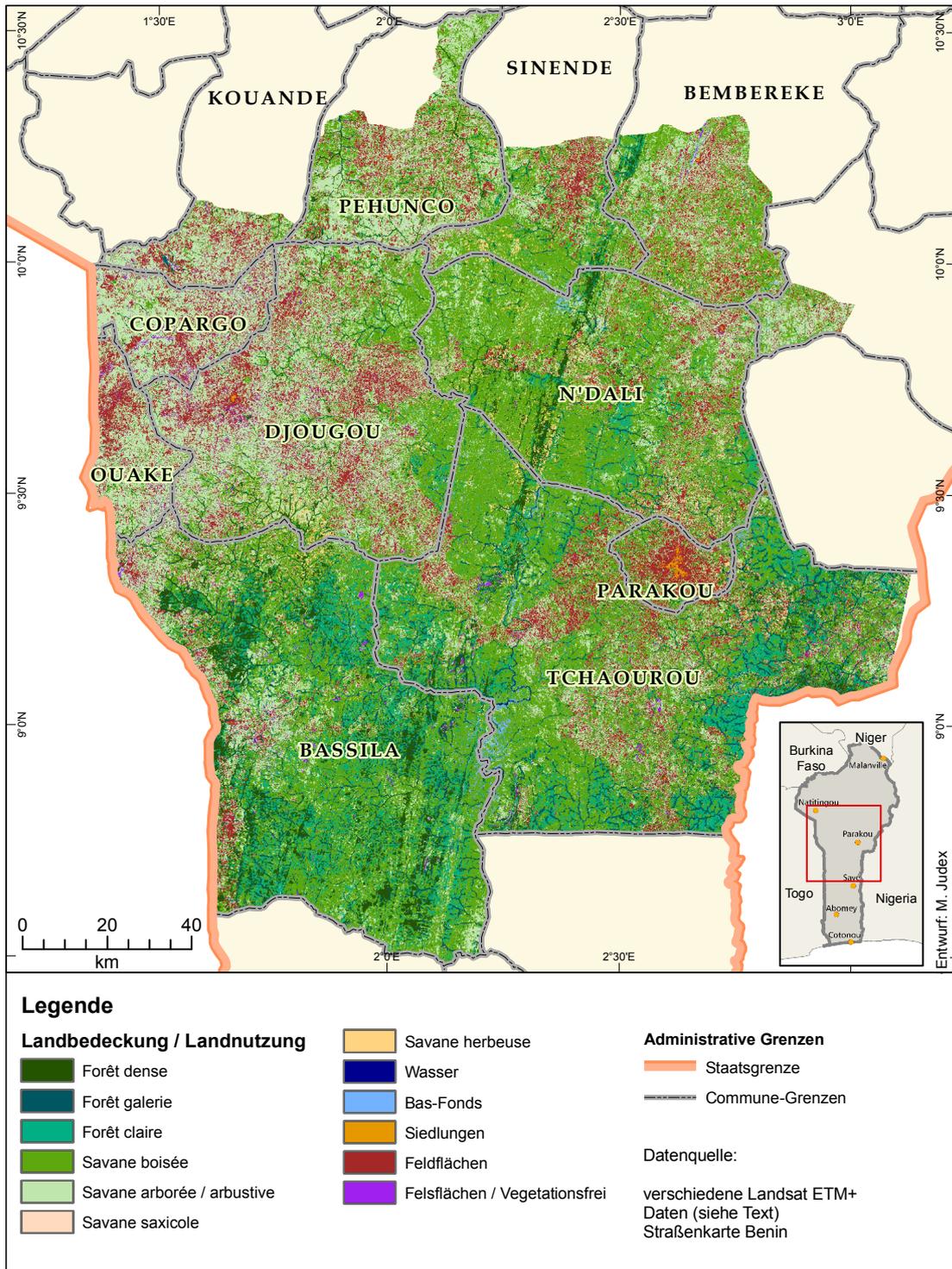


Abbildung 3.7: Landbedeckung und Landnutzung in Zentralbenin, abgeleitet aus LANDSAT ETM+ Daten des Zeitraumes Oktober 2000 bis Dezember 2002

keit) richtig klassifizierter „Referenzpixel“ angibt, und die „Users accuracy“ den Anteil (oder die Wahrscheinlichkeit) angibt, dass ein klassifiziertes Pixel tatsächlich diese Klasse darstellt (Congalton, 1991). Die Übereinstimmung ist jedoch in den verschiedenen Klassen sehr unterschiedlich, was zum einen an der Klassifikationsgüte, zum anderen aber auch an der Verfügbarkeit der Referenzdaten liegen kann. Je nach Häufigkeit der Klasse im Gelände und der Zugänglichkeit konnten nur wenige Referenzpunkte erhoben werden. Dies ist v. a. bei den Sonderstandorten wie z. B. *Savane herbeuse* oder *Savane saxicole* der Fall.

Klassen, die sich durch ihre spektrale Ähnlichkeit schwer trennen lassen, zeigen eine deutliche Überlappung in Tabelle 3.8. Dies sieht man z. B. bei den Klassen *Busch-* und *Grassavanne* (S.arbu/arbo und S.herbeuse), da auch Buschsavannen hohe Grasanteile haben können und dann die spektrale Signatur der Gräser die der Gehölze im Bildpixel dominiert. Dieses Verhalten wird auch von Will (1998) beschrieben. Auch Petit et al. (2001) berichten von methodischen Problemen, die unterschiedlichen Savanntypen zu klassifizieren, und verwenden in ihrer Arbeit nur die Klassen Wald, Grassavanne und Waldsavanne. Zwischen den Wald- und Savannenformationen ist allgemein eine Überlappung der Klassen festzustellen, die sich durch die kontinuierlichen Übergänge zwischen den Vegetationsformationen ergibt. Hinzu kommt, dass, wie in Kapitel 3.3.3 angesprochen, die Interpretation der Vegetationsformation im Gelände nicht immer eindeutig ist und auch dadurch Unsicherheiten entstehen können.

Alle Sonderstandorte weisen eine sehr hohe „Users accuracy“ auf, was bedeutet, dass Pixel dieser Klasse mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit auch tatsächlich diese Landbedeckung im Gelände repräsentieren. Dagegen ist die Producers accuracy weniger gut ausgeprägt. Das heißt, dass Referenzflächen dieser Klassen durch die Klassifikation einer anderen Klasse zugeordnet werden können, also nicht alle Vorkommen dieser Klasse korrekt erkannt werden. Dies trifft v. a. für die Klasse *Bas Fonds* zu: Mehrere Vorkommen dieser Klasse werden als Savannen (S.boisée;

Tabelle 3.8: Error Matrix der Klassifikation 2000. Angegeben sind Pixelsummen

Klassen	Referenz Daten												users accuracy
	F.dense	F.galerie	F.claire	S.boisée	S.arbu/arbo	S.saxicole	S.herbeuse	Wasser	Bas Fonds	Siedlung	Feld	veg.frei/Inselb.	
F.dense	9	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.82
F.galerie	1	16	2	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0.73
F.claire	1	3	19	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.79
S.boisée	0	3	5	31	8	0	2	0	2	0	0	0	0.61
S.arbu/arbo	0	1	0	1	49	0	2	0	1	0	3	1	0.84
S.saxicole	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	1.00
S.herbeuse	0	0	0	0	1	0	9	0	0	0	0	0	0.90
Wasser	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	1.00
Bas Fonds	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1.00
Siedlung	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	1.00
Feld	0	0	0	1	5	1	0	0	0	8	72	2	0.81
veg.frei/Inselb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1.00
producers accuracy	0.82	0.67	0.7	0.86	0.78	0.88	0.69	1.00	0.43	0.69	0.96	0.67	0.80

S.arbu/arbo) klassifiziert. Ursache hierfür ist die Wassersättigung des Bodens. Nur solche *Bas Fonds*, die zum Aufnahmezeitpunkt durch überstaute Böden eine sehr geringe Reflektanz im mittleren Infrarot-Kanal (Band 5) aufweisen, werden als solche klassifiziert; ist der Boden schon ausgetrocknet, fällt die Fläche in eine der Savannenklassen (je nach Gras- oder Gehölzdichte). Wasser ist durch die starke Absorption im mittleren Infrarot nahezu perfekt klassifizierbar. Die Klasse *Galeriewald* wurde als separate Klasse erst nach dem multispektralen Klassifikationsprozess durch die Verschneidung mit Reliefinformationen generiert. Die Klassifikationsgenauigkeit ist hinreichend, zeigt aber Überschneidungen mit *Forêt claire* und *Savane boisée*. Galeriewälder werden nur als solche ausgewiesen, wenn die aus SRTM-Daten generierte Reliefklasse eindeutig eine Talposition angibt. Dies kann durch das Vorhandensein von sehr hohen Bäumen beeinträchtigt sein, die sich im Höhenmodell abbilden. Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Fläche der Galeriewälder unterschätzt wird, da schmale Galeriewälder z. T. nicht erkannt werden bzw. sich durch die Auflösung der SRTM-Daten (90 m²) nicht extrahieren lassen.

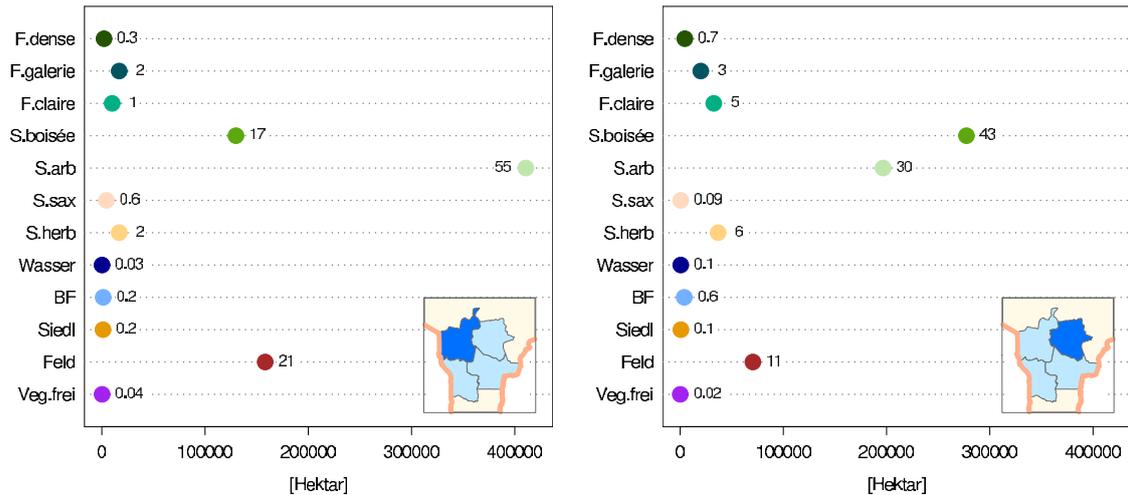
Die intensiv genutzten Flächen *Siedlung* und *Felder* sind unterschiedlich gut klassifizierbar. Siedlungsflächen weisen eine sehr hohe Variabilität auf und können den Feldflächen sehr ähnlich sein, was sich an den geringeren Werten der „Producers accuracy“ zeigt. Die als *Siedlung* klassifizierten Pixel haben jedoch eine sehr hohe Benutzer-Genauigkeit. Daraus ergibt sich, dass Siedlungsflächen tendenziell unterschätzt werden und eher der Klasse *Feld* zugeordnet werden. Solche falsch klassifizierten Flächen treten hauptsächlich um kleinere Dörfer auf, wo strohgedeckte Hütten und Lehm Böden im multispektralen Bild wie eine Feldfläche erscheinen. Die Feldflächen weisen dagegen eine relativ gute Klassifizierbarkeit auf (Producers accuracy = 0,96), nur mit bestimmten Bracheflächen (klassifiziert als *Savane arbustive*) ergeben sich Überschneidungen. Aber nicht alle als *Feld* klassifizierten Pixel sind tatsächlich Feldflächen, hier finden sich einige falsch klassifizierte Siedlungen und auch vegetationsfreie Flächen bzw. Inselberge. Feldflächen werden also tendenziell überschätzt. Infrastruktureinrichtungen, wie Straßen oder Flugplätze, wurden nicht als Landnutzungsklasse ausgewiesen und werden daher automatisch als *Feld* oder *Siedlung* klassifiziert. Die meisten Verkehrswege sind ungeteerte Pisten und im Satellitenbild nicht von Feldern zu unterscheiden.

3.4.2 Regionale Muster der Landbedeckung

Die Muster der Landnutzung und Landbedeckung sind in Zentralbenin regional sehr unterschiedlich. Zur besseren Darstellung und Diskussion der Landbedeckungs- und Landnutzungsverteilung wird das Untersuchungsgebiet entlang der Gemeinde-Grenzen in vier Sektoren eingeteilt, die ungefähr dieselbe Größe aufweisen (Abbildung 3.8). Der nordwestliche Sektor (Sektor 1) besteht aus den Gemeinden (Communes) Djougou, Ouaké und Copargo sowie einigen nördlich davon liegenden Arrondissements (Abbildung 3.8(a)). In dieser Region bestehen über die Hälfte der Flächen aus Busch- und Baumsavannen. Dieser hohe Anteil kann als Bracheflächen jungen bis mittleren Alters (1–7 Jahre, sog. Rotationsbrachen, [Mulindabigwi 2006](#)) verstanden werden. Die Waldsavannen machen 17 % der Fläche aus und sind in dieser Region eher langjährige Brachen als natürliche Vegetationsformation. Über 20 % der Fläche sind zum Zeitpunkt der Satellitenbildaufnahme Feldflächen (158 252 ha), was den höchsten Anteil in der Untersuchungsregion darstellt. Diese Ergebnisse weisen auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Flächen in diesen Gemeinden hin. Das Verhältnis Anbaufläche zu Brache entspricht etwa 1 zu 3 wenn man die langjährigen Brachen mitrechnet, oder 1 zu 2, wenn nur die Rotationsbrachen berücksichtigt werden. Waldformationen (incl. der lichten Wälder und Galeriewälder) finden sich nur auf sehr wenigen Flächen (< 4 %).

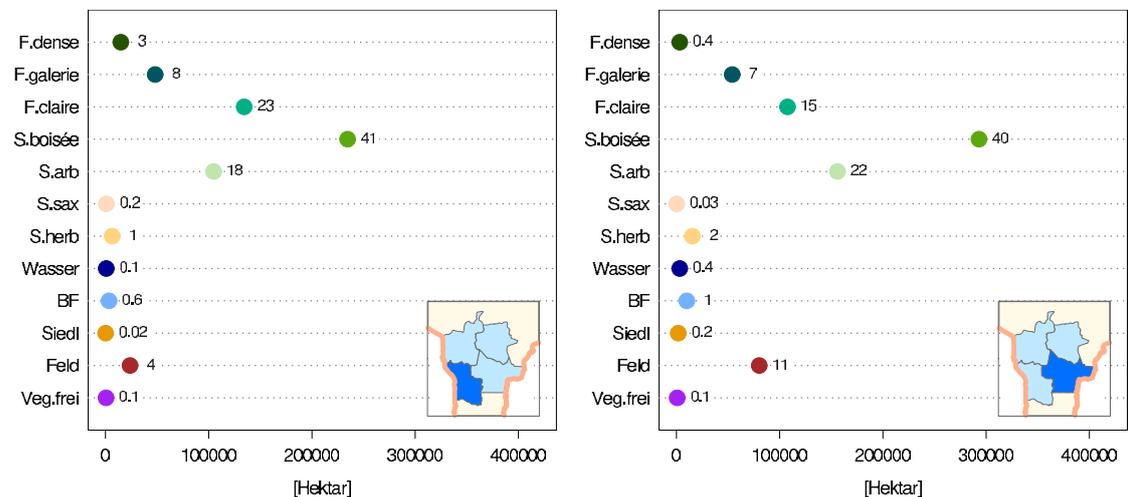
Quasi-natürliche Vegetationsformationen finden sich hauptsächlich in den von der Nutzung ausgenommenen Flächen der Schutzwälder (*Forêts classées*). In der Kategorie der azonalen Vegetationstypen hat v.a. die trockene Buschsavanne (*Savane saxicole*) einen vergleichsweise hohen Anteil, was auf das gehäufte Vorkommen von Quarzit-Outcrops und Lateritkrusten ist. Besonders nördlich von Djougou Richtung Pehunco treten größere Flächen auf.

Der Sektor 2 im Nordosten des Untersuchungsgebietes (Abbildung 3.8(b)) besteht aus der Gemeinde N'Dali und Teilen der Gemeinden Sinende, Beméréké und Niki. Die Waldsavannen weisen hier mit 43 % (277 405 ha) den größten Flächenanteil auf. Lichte Wälder treten hier häufiger auf als in der Sektor 1, haben aber mit 5 % einen sehr geringen Anteil verglichen mit den südli-



(a) Sektor 1: Communes Djougou, Ouaké und Copargo und einige Arrondissements der Communs Kouandé und Pehunco

(b) Sektor 2: Commune N'Dali und einige Arrondissements der Communes Sinende, Bemereke und Nikki



(c) Sektor 3: Commune Bassila

(d) Sektor 4: Communes Tachaourou und Parakou

Abbildung 3.8: Vergleich der Landnutzung und Landbedeckung in verschiedenen Regionen (Sektoren) Zentralbenins für Oktober 2000. Zahlen in den Grafiken geben Prozentwerte an. (Zur regionalen Übersicht vergleiche Abbildung 3.2)

chen Regionen. In Sektor 2 stehen 78 000 ha unter Schutz (*Forêts classées*), was mit ein Grund für den hohen Anteil an Waldsavanne ist. Die Feldflächen liegen bei knapp 11 % (70 511 ha). Auffällig ist ein relativ hoher Anteil an Grassavannen in dieser Region. Dies ist zum einen auf einen hohen Anteil natürlicher Vorkommen (meist im Zusammenhang mit Lateritkrusten) zurückzuführen, aber auch auf einen hohen Anteil an Brachefflächen, die eher den Grassavannen als Buschsavannen zuzuordnen sind. Solche Grasbrachen treten vermehrt um die Ortschaft Bori auf, was auch in mehreren Geländekampagnen beobachtet wurde. Der Sektor 2 gehört zum Département Borgou, das für seinen Baumwollanbau in Benin bekannt ist. Anfang der 1990er Jahre stieg die Baumwollproduktion durch Reformen und eine Abwertung des Franc CFA stark an (Minot & Daniels, 2005). Sinkende Weltmarktpreise und eine stagnierende Reform der staatseigenen Agrarbehörden, die den Anbau und die Vermarktung kontrollieren, verringerten jedoch die Produktionsmengen kontinuierlich. Die Produktion erreichte 2005/2006 ihren Tiefstand, scheint sich aber in jüngster Zeit wieder zu erholen (MDEF, 2006).

Der dritte Sektor im Südwesten besteht nur aus der Gemeinde Bassila und ist der mit Abstand walddreichste Sektor der Untersuchungsregion (Abbildung 3.8(c)). Rund 26 % (149 207 ha) der Fläche bestehen aus dichten und lichten Wäldern. Auch der Anteil an Waldsavanne ist mit 41 % relativ hoch. Im Gegensatz zu den Waldsavannen in Sektor 1 sind die großen Flächen hier als quasi-natürliche Vegetationsflächen anzusehen, die z. T. sehr langjährige Brachen sein können (> 20 Jahre) oder eine Feuerklimaxgesellschaft darstellen. Rechnet man die „Forêt-Klassen“ und Waldsavannen zusammen, nehmen diese über 75 % der Fläche ein. Ein Großteil dieser Flächen liegt wie in Sektor 2 innerhalb der Schutzwälder, die die südliche Hälfte des Sektors einnehmen (45 % der Sektorfläche, siehe auch die Übersichtskarte in Abbildung 3.2). Die Landwirtschaft ist hier sehr schwach ausgeprägt, nur 23 797 ha (4 %) werden als Ackerflächen genutzt.

Der vierte Sektor im Südosten setzt sich aus den Gemeinden Tchaourou und Parakou zusammen. Tchaourou ist von der Größe und Landnutzung vergleichbar mit der Commune Bassila, Parakou ist eine Stadt-Gemeinde mit geringer Flächenausdehnung. Hier sind knapp 3 % als Siedlungsfläche klassifiziert. Die Landbedeckung und Landnutzung im gesamten Sektor weist eine sehr ähnliche Verteilung auf wie in Sektor 3: Große Flächen bestehen aus Wald und Waldsavanne (63 % bzw. 457 919 ha). Die landwirtschaftlichen Flächen weisen aber einen deutlich höheren Anteil auf (11 % bzw. 80 206 ha), was zum einen auf die Nähe zur Stadt Parakou mit wichtigen zentralörtlichen Funktionen zurückzuführen ist, zum anderen aber auch auf die geteerte Durchgangsstraße Richtung Niger, die die wichtigste Nord-Süd-Transitverbindung in Benin ist. Dadurch ergibt sich eine bessere Anbindung an wichtige Märkte und damit verbesserte Absatzmöglichkeiten.

3.5 Aktuelle Veränderungsdynamiken

Die Analyse der Veränderung der Landbedeckung und Landnutzung ist erheblichen Einschränkungen unterworfen, da die Satellitenbilddaufnahmen zu unterschiedlichen phänologischen Zeitpunkten stattfanden. Das größte Problem ist das Auftreten der Buschfeuer in der Trockenzeit, wovon fast ein Drittel der Fläche 1991 betroffen ist (vgl. Tabelle 3.7). Die Ergebnisse des pixelgenauen Vergleichs zwischen den Landnutzungsklassen von 1991 und 2000 sind in Tabelle 3.9 dargestellt. Jeweils um 40 % der Pixel, die 1991 als Brandfläche klassifiziert werden, sind 2000 als Wald- bzw. Buschsavanne klassifiziert. Etwas über 12 % der Brandflächen werden 2000 als Feldfläche klassifiziert. Aus diesem Grund sind die Werte in der Veränderungsmatrix in Tabelle 3.9 nicht als absolute *von – nach* Veränderungen zu verstehen, sondern unter Berücksichtigung dieser Dynamik zu interpretieren. Zu der Brandflächenproblematik hinzu kommt die ausgeprägte

interannuelle Vegetationsdynamik im Untersuchungsgebiet. Dadurch können sich Klassengrenzen (sowohl spektral als auch räumlich) verschieben, was einen eindeutigen Vergleich auf Pixelebene erschwert. Zur einfacheren Interpretation und Beschreibung der Veränderung zwischen 1991 und 2000 wird die Veränderungsmatrix nur für wichtige Hauptklassen angegeben (Tabelle 3.9).

Das auffälligste Merkmal der Veränderungsmatrix sind die großen Veränderungen der Landbedeckungs-/Landnutzungsklassen. Der größte Teil dieser Dynamik dürfte durch die phänologische Dynamik verursacht sein und ist nicht auf anthropogene oder allgemein externe Ursachen zurückzuführen. Die starken Veränderungen zwischen den Vegetationsklassen *Wälder* und *Savannen* verlaufen nach einem charakteristischen Schema: Räumlich sich entsprechende Pixel werden 2000 häufig der Vegetationsklasse mit der nächstgeringeren Gehölzdichte zugeordnet. Im Fall der Klasse der *dichten Wälder* zeigt sich, dass viele Pixel am Rand solcher Flächen (von 1991) im Jahr 2000 als *dichte Savannen* klassifiziert werden. Diese Veränderung ist demnach als „Unsicherheit“ der Klassifikation in den Randbereichen von homogenen Vegetationsflächen zu sehen. Diese systematische Unsicherheit ist damit erklärbar, dass die Abgrenzung von *dichten Wäldern* zu *lichten Wäldern* (mit dichten Savannen zusammengefasst) nur in der Trockenzeit relativ eindeutig möglich ist. Am Ende der Regenzeit sind die Übergänge häufig fließend und die Trainingsgebiete wurden dann konservativ gesetzt.

Tabelle 3.9: Veränderungs-Matrix der Landbedeckungs-/Landnutzungsklassifikation im Zentralbenin der Zeitpunkte 1991 und 2000 (nur aggregierte Klassen)

(a) Angaben in Prozent (von 1991)

<div style="display: inline-block; border-right: 1px solid black; border-bottom: 1px solid black; padding: 2px 5px;">1991</div> <div style="display: inline-block; border-bottom: 1px solid black; padding: 2px 5px;">2000</div>	dichte Wälder	dichte Savannen	andere Savannen	Wasser	Siedlung	Feld	Brandfläche
dichte Wälder	37,7	2,6	0,3	1,7	0,0	0,3	0,9
dichte Savanne	48,0	69,5	26,7	7,2	0,2	11,6	41,7
andere Savannen	11,9	22,2	53,7	7,9	3,3	50,0	44,3
Wasser	1,1	0,1	0,0	82,6	0,0	0,0	0,1
Siedlung	0,0	0,0	0,1	0,0	57,2	0,8	0,1
Feld	1,3	5,5	19,1	0,6	39,4	37,2	13,0
Brandfläche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

dichte Wälder: F.dense + F.galerie; dichte Savannen: Forêt claire + Savane bosquée, andere Savannen: alle übrigen Vegetationstypen (vgl. Tabelle 3.6)

(b) Angaben in Hektar

<div style="display: inline-block; border-right: 1px solid black; border-bottom: 1px solid black; padding: 2px 5px;">1991</div> <div style="display: inline-block; border-bottom: 1px solid black; padding: 2px 5px;">2000</div>	dichte Wälder	dichte Savannen	andere Savannen	Wasser	Siedlung	Feld	Brandfläche
dichte Wälder	26 386	28 593	1 251	25	0	722	7 985
dichte Savanne	33 638	765 475	96 557	108	3	25 242	383 149
andere Savannen	8 359	244 565	193 894	118	52	108 451	406 717
Wasser	774	1 625	104	1 234	0	80	919
Siedlung	2	134	378	0	912	1 669	660
Feld	915	60 364	68 853	9	628	80 614	119 425
Brandfläche	0	0	0	0	0	0	0

Auch die zwei Savannengruppen (*dichte Savannen* und *andere Savannen*) zeigen eine deutliche Veränderung von der einen in die andere Klasse. Hier besteht ebenso das Problem, dass die verschiedenen Savanntypen aufgrund ihrer phänologischen Entwicklung nicht zu jedem Zeitpunkt immer als derselbe Formationstyp erkennbar sind. Zum Beispiel kann ein frühzeitigeres Abtrocknen der Krautschicht auf geringmächtigen Böden zur Folge haben, dass der Vegetationstyp als eine andere Klasse identifiziert wird. Besonders schwierig wird dies bei den Savannenformationen, die einen sehr hohen Grasanteil haben, da diese Flächen in der Trockenzeit anderen (fast) vegetationsfreien Flächen sehr ähnlich sind.

Die Klasse *Wasser* lässt sich mit sehr hoher Genauigkeit klassifizieren, somit wären alle in Tabelle 3.9 aufgeführten Änderungen als nicht-temporäre Veränderungen zu interpretieren. Die Veränderung von ca. 13 % der Wasserflächen kann aber auch hier phänologische Gründe haben. Während der Regenzeit sind alle Bäume der Galeriewälder belaubt und hängen z. T. weit über das Gewässer hinaus. Hierdurch kann es zu einer Verschiebung des Galeriewaldes bzw. des Gewässerverlaufes kommen. Weitere jahreszeitlich bedingte Veränderungen sind unterschiedliche Wasserstände der Fließ- und Stillgewässer (Staubecken).

Die Veränderungen der Landnutzungsklassen *Siedlung* und *Feldflächen* müssten auf anthropogene Veränderungen zurückzuführen sein, da sie typischen Landnutzungsmustern entsprechen. Dass sich jedoch knapp 40 % Siedlungsfläche in Feldfläche verändern, erscheint nicht logisch, denn Siedlungsflächen werden kaum in Ackerland umgewandelt. Siedlungsflächen müssten sich durch das hohe Bevölkerungswachstum vergrößern, was die Summe der Siedlungsflächen auch widerspiegelt (siehe Tabelle 3.7). Bei dieser Veränderung handelt es sich um einen Fehler in der Klassifikation, der nur bei kleinen Dörfern und am Rand größerer Siedlungen auftritt. Diese Flächen sind (v.a. in der Trockenzeit) nicht von Feldern und jungen (degradierten) Bracheflächen zu unterscheiden, die sich in unmittelbarer Umgebung von Siedlungen befinden. Dadurch können in den Randbereichen Ungenauigkeiten entstehen. Das tatsächliche Siedlungswachstum zeigt sich in der Veränderung von Feld nach Siedlung. Obwohl nur 0,8 % der Feldflächen zu Siedlungen umgewandelt werden, entspricht dies doch einer knappen Verdoppelung der Siedlungsflächen.

Interessanterweise werden nur 37 % der Feldflächen von 1991 (80 614 ha) auch neun Jahre später noch als Feldfläche klassifiziert, der Rest ändert sich in Savannen (134 415 ha). Auf der anderen Seite werden 130 132 ha von Wald und Savanne in Feldfläche umgewandelt. Diese Veränderungspfade zeigen die Dynamik der Brachewechselwirtschaft: Felder werden auf vorherigen Savannen durch Brandrodung angelegt und werden nach einer bestimmten Zeit als Brache der natürlichen Vegetationssukzession überlassen. Insgesamt zeigt sich ein starkes Wachstum der Feldflächen (vgl. Tabelle 3.7): 2000 werden ca. 155 000 ha mehr bewirtschaftet als noch neun Jahre vorher, was einer Steigerung von über 70 % entspricht. Umgerechnet auf jährliche Veränderungsrate bedeutet dies eine Zunahme von 6 % pro Jahr, was den Untersuchungsraum im Vergleich zu anderen Angaben in der Literatur als eine eindeutige und dynamische Expansionszone charakterisiert (vgl. Zusammenstellung in Stephenne & Lambin, 2001).

Die eindeutige und pixelgenaue Lokalisierung der Veränderungsflächen ist aufgrund der Brachedynamik nicht eindeutig möglich (Judex, 2003). Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei einem Großteil der Veränderung von Wald und dichter Savanne zu Feldflächen um gezielte landwirtschaftliche Expansionsflächen handelt, besonders in bestimmten Regionen. Dies wird im folgenden Abschnitt ausführlicher gezeigt. Im untersuchten Raum wurden zwischen 1991 und 2000 über 61 000 ha von Wald und dichter Savanne in Ackerland umgewandelt, was einer (linearen) Rate von 6 800 ha pro Jahr entspricht oder einem Verlust von 0,6 % der dichten Savannen pro Jahr.

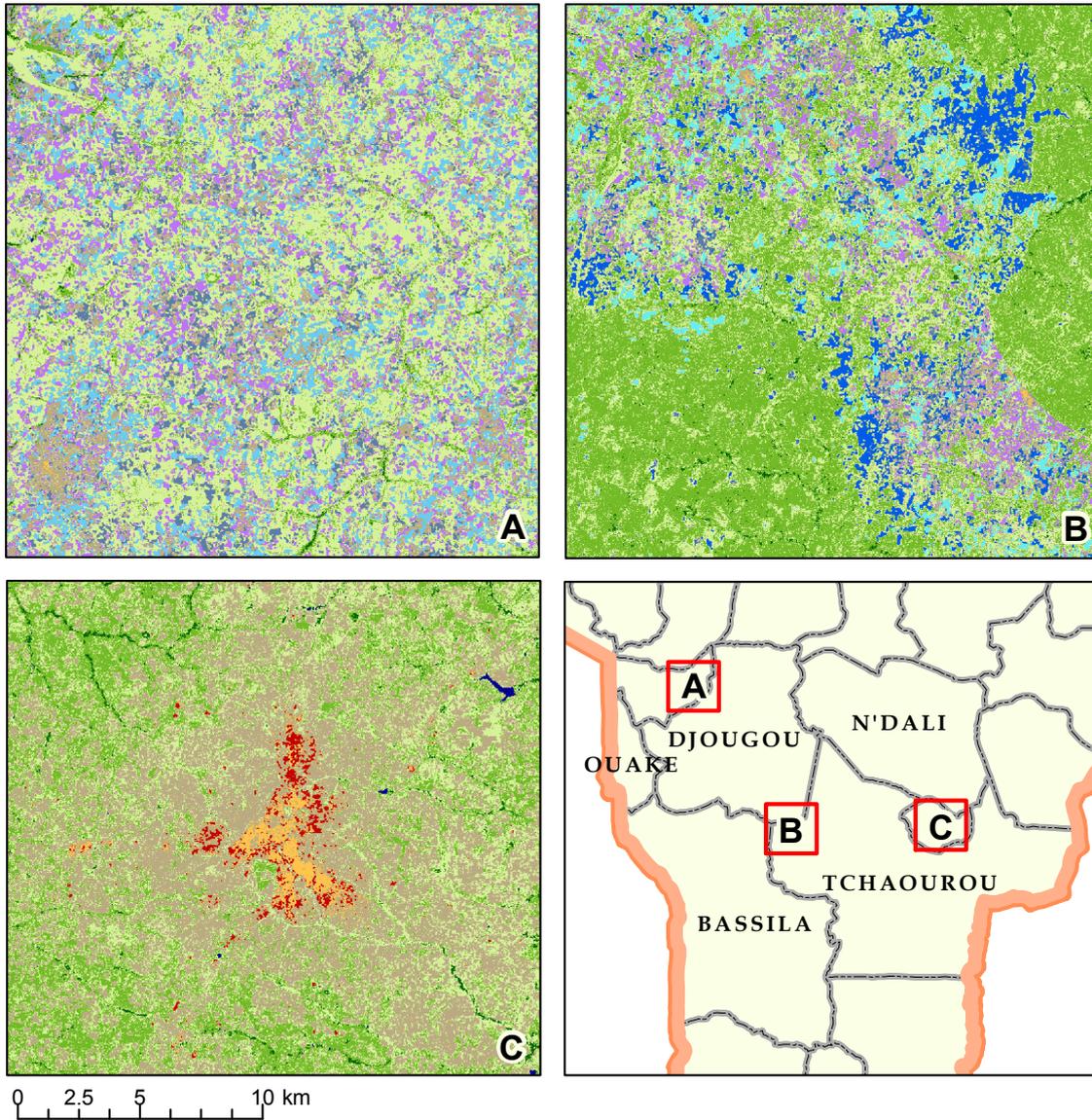
Die Beschreibung der Unterschiede der Landnutzung der zwei klassifizierten Zeitschnitte zeigt also eine sehr starke Veränderungsdynamik der Landschaft, die sich aus unterschiedlichen zeitlichen Dimensionen zusammensetzt. Zum einen findet eine hohe intra-annuelle Veränderung der Vegetationsmuster statt, die hauptsächlich durch Buschbrände verursacht wird. Zum anderen zeigen sich aber durch die vorherrschenden landwirtschaftlichen Anbaumethoden interannuelle Zyklen im Hinblick auf Ackerbau und Brache. Während sich aus der Gesamtsumme der Landnutzungsklassen (Tabelle 3.7) die absoluten Veränderungen einer Klasse ablesen lassen, können mit der Veränderungsmatrix detaillierte *von – nach* Veränderungspfade angezeigt werden, die jedoch *keine* Rückschlüsse auf tatsächliche (lokale) Zuwächse oder Abnahmen erlaubt. Dies gilt insbesondere für die Feldflächen, da es fast unmöglich wird, bestimmte Feldflächen als Zuwachs oder Verlust zu beschreiben. Ein Feld kann in Folge der Brachewechselwirtschaft an einer Stelle aufgegeben, dafür aber an anderer Stelle Neuland gerodet und ein neues Feld unter Kultur genommen werden. Im Folgenden sollen deshalb – regional gegliedert – Unterschiede dieser Dynamiken beleuchtet werden, wobei schwerpunktmäßig die landwirtschaftlichen Flächen im Vordergrund stehen.

3.6 Regionale Unterschiede der Landnutzungsveränderungen

Auch die Landnutzungsveränderungen zeigen sehr ausgeprägte regionale Unterschiede. In den Regionen mit hohem landwirtschaftlichem Flächenanteil, also einer hohen Felddichte, zeigt sich das typische Muster der Brachewechselwirtschaft (Abbildung 3.9-A): Neue Felder werden auf ehemaligen Savannenflächen neu angelegt und an anderer Stelle fallen Felder wieder brach. In dem untersuchten Zeitraum sind nur sehr wenige Flächen in beiden Jahren als Feld klassifiziert worden. Felder auf ehemaligen Waldflächen oder langjährigen Brachen finden sich in diesen Regionen nur selten, da aufgrund der Nutzungsintensität nur noch wenige solcher Vegetationsformationen vorhanden sind. Anders dagegen in Regionen mit hohem Anteil an Waldflächen und dichten Savannen. Hier werden erhebliche Anteile an Feldflächen auf solchen quasi natürlichen Vegetationsstandorten angelegt (Abbildung 3.9-B). Charakteristisch ist die Lage der Veränderungsklasse *dichte Savanne* → *Feld* an den Rändern zwischen bewirtschafteter Zone und Savannenfläche. Da hier großflächig Wälder und dichte Savannen in Nutzung genommen werden, kann hier von einem Nettozuwachs landwirtschaftlicher Fläche ausgegangen werden.

In der Arbeit von [Doevenspeck \(2005\)](#) wurde gezeigt, dass gerade die Region Zentralbenin von einer starken (Binnen-)Migration meist junger Männer und Familien geprägt ist. Auf der einen Seite wandern viele Familien auf der Suche nach fruchtbarem Land aus dicht bevölkerten Regionen im Nordwesten Benins in die Untersuchungsregion, auf der anderen Seite besteht ein großes Bedürfnis gerade junger Familien, sich von der Elternfamilie (oder dem Elternclan) ökonomisch und sozial unabhängig zu machen. Zusätzlich wirken weitere Faktoren, wie Aberglaube und Hexerei, die schon in Kapitel 3.2.2 angesprochen wurden. Landsuchende Bauern finden in den dünn besiedelten Teilen Zentralbenins die Möglichkeit, eine bestimmte Fläche von den autochthonen Besitzern für einen mehr oder weniger symbolischen Preis zu pachten. Diese Push- und Pullfaktoren führen zu dem Phänomen, dass in nur wenigen Jahren zahlreiche neue Dörfer mit mehreren tausend Einwohnern entstehen ([Doevenspeck, 2005](#)). Besonders ausgeprägt ist diese Dynamik dort, wo die Bevölkerungsdichte besonders gering ist und sich noch viele verfügbare Flächen in geringer Entfernung zur nächsten Straße finden (siehe auch Abbildung 3.10).

Eine besonders markante Entwicklung setzte 1997 im Südwesten des Untersuchungsgebietes mit dem Bau einer Piste zwischen Beterou und Bassila ein. Entlang dieser ca. 80 km langen Stre-



Klassifikation 2000

- Wald
- Dichte Savanne
- Andere Savannen
- Wasser
- Siedlung
- Feldflächen

Veränderungen 1991 zu 2000

- Dichte Savanne zu Feld
- Savanne zu Feld
- Gebrannte Savanne zu Feld
- Feld zu Savanne
- Landw. zu Siedlungsflächen

Datengrundlage:

LANDSAT 5 TM Daten von 1991
LANDSAT 7 ETM+ Daten von 2000

Abbildung 3.9: Charakteristische Landnutzungsveränderungen im Untersuchungsgebiet. A: Bra-
chefeldwechselwirtschaft; B: Agrarkolonisation; C: Siedlungswachstum

cke befanden sich bis zum Bau der Piste vier Dörfer mit ca. 4 500 Einwohnern (Zensus 1992, INSAE 1995). Nach dem Bau der Piste 1997 wurden durch den Zensus 2002 schon über 7 600 Einwohner gezählt (INSAE, 2003c), ein Zuwachs von über 70 %. Als Beispiel kann das autochthone Dorf Adjimon angeführt werden, dessen Einwohnerzahl sich zwischen 1996 und 2002 mit einem Anstieg von 76 auf 740 Einwohner fast verzehnfacht hat (Doevenspeck, 2005). Es entstand aber auch eine Vielzahl an neuen (Klein-)Siedlungen von Migranten. Bis 2004 wurden über 200 Dörfer und Weiler gezählt (Orékan, 2007). Da praktisch die gesamte Bevölkerung (einschließlich der Migranten) von der Landwirtschaft lebt (wenige Ausnahmen sind Handwerker wie Schmied oder Schreiner, und Lehrer) hat dies enorme Konsequenzen für die Landnutzung und Landbedeckung. Wurden 1991 nur knapp 1 000 ha landwirtschaftliche Fläche klassifiziert, waren es neun Jahre später schon über 4 000 ha. Die Landnutzungsveränderungen dieser Region werden in der Arbeit von Orékan (2007) im Detail beschrieben, sowie modellbasierte Szenarien einer zukünftigen Entwicklung vorgestellt.

Neben den Push-Faktoren Landknappheit, Bodendegradation und dem Ziel ökonomischer und sozialer Unabhängigkeit stehen auf der anderen Seite als Pull-Faktoren relativ frei verfügbares¹⁰ und fruchtbares Land und die Möglichkeit, durch die neue Piste die landwirtschaftlichen Produkte verkaufen zu können. Der Anschluss an eine ausgebaute Piste scheint eine wichtige Rolle zu spielen, denn viele Migranten versuchen gezielt durch den Anbau von ökonomisch attraktiven Feldfrüchten (hauptsächlich Yams und Mais) Gewinn zu erwirtschaften (Doevenspeck, 2005).

Die beschriebene Agrarkolonisation beschränkt sich jedoch nicht nur auf das ausgeführte Beispiel, sondern findet sich im gesamten Untersuchungsgebiet. Akouehou (2004) beschreibt z. B. die Entwicklung der Migrantendörfer südlich von Bassila, durch die eine rapide Landnutzungsveränderung eingeleitet wurde (vgl. Abbildung 3.10-B). Die Veränderung landwirtschaftlicher Flächen auf Arrondissement-Ebene zeigt Abbildung 3.10-A. Alle 50 Arrondissements im Untersuchungsgebiet zeigen eine Zunahme landwirtschaftlicher Flächen und bei 47 beträgt die Zunahme mehr als 20 %. In zehn Arrondissements ist mehr als eine Verdopplung der landwirtschaftlichen Flächen zu beobachten. Diese liegen zum größeren Teil im Norden des Untersuchungsgebietes. Da in einigen Arrondissements große Flächen unter Schutz (Forêt classée) stehen und damit de jure von landwirtschaftlicher Nutzung ausgenommen sind, wurden diese Schutzwaldflächen eingezeichnet. Tatsächlich sind jedoch innerhalb einiger dieser Schutzwälder neue landwirtschaftliche Flächen zu finden, weshalb bei der Berechnung der Flächenveränderung in Abbildung 3.10 diese Flächen nicht ausgeschlossen wurden. Bei der Interpretation der Angaben ist diese Tatsache zu beachten. Ob es sich bei den landwirtschaftlichen Flächen innerhalb der Schutzwälder um gezielte Grenzüberschreitungen handelt oder die Daten über die Schutzwaldgrenzen ungenau sind, konnte im Einzelfall nicht geklärt werden.

Die Zahlen in Abbildung 3.10-A zeigen jedoch nur eine Veränderung der gesamten landwirtschaftlichen Fläche, unabhängig davon, welche Landnutzungsveränderung im Detail vorliegt. Interessanterweise decken sich die Arrondissements mit einer hohen absoluten Zunahme der landwirtschaftlichen Fläche nicht mit denen, wo besonders viel Wald und dichte Savannen in Ackerland umgewandelt wurden (Abbildung 3.10-B). Da die Arrondissements eine sehr unterschiedliche Flächenausdehnung haben und deshalb Verzerrungen bei der Darstellung in Abbildung 3.10 möglich sind, werden zusätzlich die entsprechenden Veränderungspixel (basierend auf 7x7 mediangefilterten Rasterdaten) als Punkte dargestellt. Damit können besonders aktive Regionen dargestellt werden, in denen die Erweiterung landwirtschaftlicher Flächen durch Entwaldung erfolgt und nicht nur in Form von schnellerer Bracherotation. Die betroffenen Arrondissements liegen

¹⁰ siehe Kapitel 3.2.3

in Regionen mit großen zusammenhängenden Wald- und Savannengebieten, die hauptsächlich in den Gemeinden Bassila, N'Dali und Tchaourou zu finden sind.

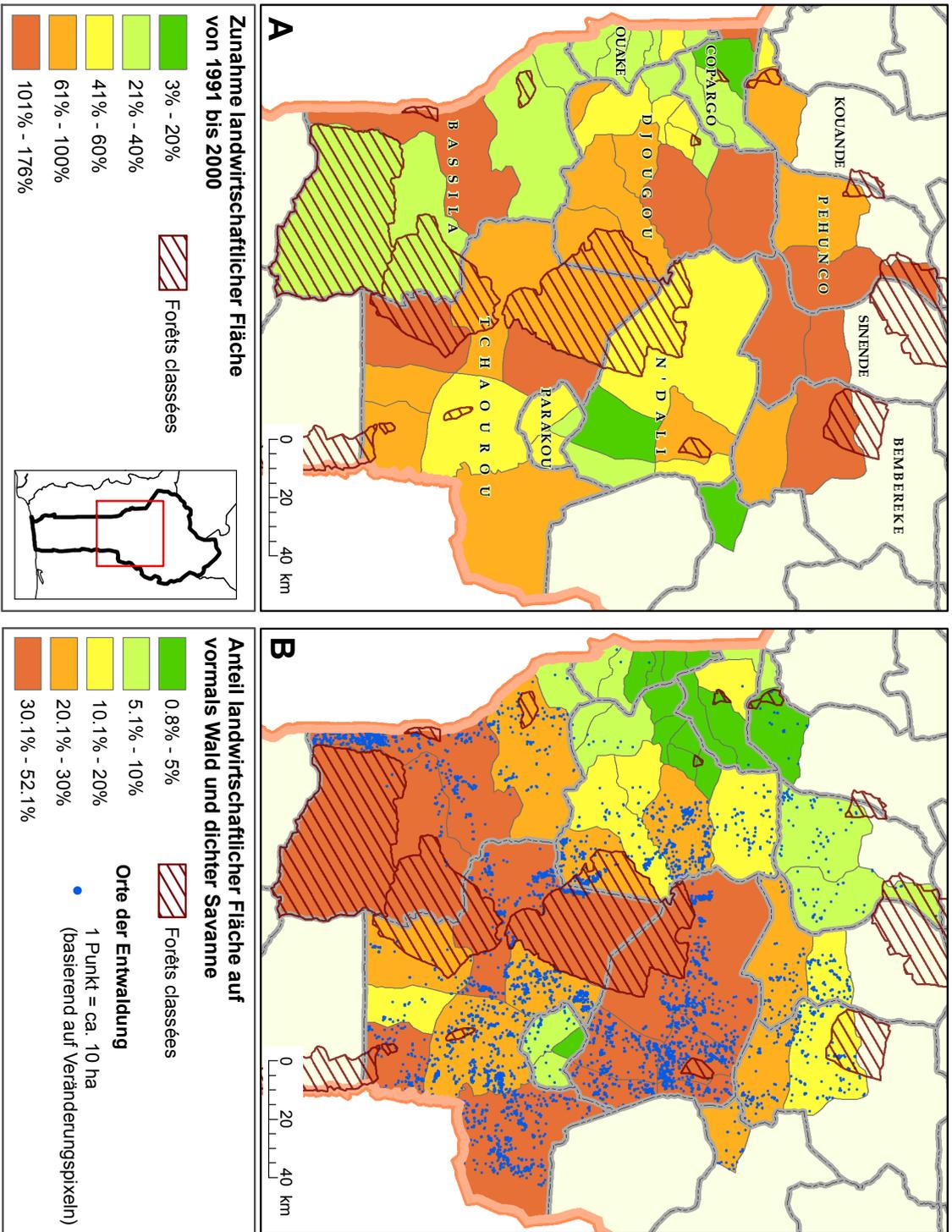
In Abbildung 3.10-B sind deutlich die Zonen intensiver Landnutzungsveränderungen zu erkennen. Besonders ausgeprägt ist die Agrarkolonisation in der Umgebung der großen Schutzwälder, da hier noch viele Wald- und dichte Savannenflächen vorhanden sind. Dies ist der Fall westlich der Schutzwälder *Mont-Kouffée* und *Wari-Marou*, rund um den *Forêt classée de l'Ouémé Supérieure* und in großen Teilen der Commune Tchaourou.

Tatsächlich gibt es einen deutlichen Zusammenhang zwischen verfügbarer Fläche von Wäldern und dichten Savannen (*Forêt claire* und *Savane boisée*) einerseits und der Menge an neuen landwirtschaftlichen Flächen andererseits, allerdings mit deutlichen Abweichungen (Abbildung 3.11a). Generell werden umso mehr Wald- und dichte Savannen in landwirtschaftliche Flächen umgewandelt, je mehr solche Vegetationsformationen in einem Arrondissement vorhanden sind. Dies ist zunächst eine logische Konsequenz aus der Tatsache, dass, wenn nur noch wenige Waldflächen vorhanden sind, immer weniger umgewandelt werden können. Im Detail zeigen sich jedoch erhebliche Abweichungen, die interessante Schlussfolgerungen zulassen. In den Arrondissements Manigri, Beterou und Bori wird vergleichsweise wenig Wald und dichte Savanne in landwirtschaftliche Fläche umgewandelt, hier besteht also eine negative Abweichung. Die Ursache liegt darin, dass erhebliche Flächenanteile dieser Arrondissements aus Schutzwald bestehen und deshalb von landwirtschaftlicher Nutzung ausgenommen sind. Werden nur die Wald- und dichten Savannenflächen außerhalb der Schutzwälder in Betracht gezogen, relativiert sich die Lage dieser Arrondissements (Abbildung 3.11b). Besonders deutlich ist dies in Manigri, hier bestehen über 80 % der Gesamtfläche aus Schutzwald. Hinzu kommt, dass der Hauptort Manigri direkt an der Grenze zum Nachbar-Arrondissement Bassila liegt und vermutlich ein erheblicher Teil der Felder der Bauern aus Manigri auf der Gemarkung in Bassila bewirtschaftet wird und hierdurch Landbedeckungsveränderungen in die Bilanz dieses Arrondissements fallen.

Auf der anderen Seite gibt es aber auch Arrondissements mit positiver Abweichung (mehr Flächen werden in Ackerland umgewandelt als vorhandene Wald- und Savannenflächen vermuten lassen). Am deutlichsten ist dies in Barienou, einem Arrondissement direkt westlich von Djougou, in dem sich die landwirtschaftliche Fläche zwischen 1991 und 2000 mehr als verdoppelt hat. Obwohl nur noch wenige Wald- und dichte Savannenflächen vorhanden sind, ist eine hohe Umwandlungsrate zu beobachten. Mehr als 20 % der Wald- und dichten Savannenflächen von 1991 (eventuell abgebrannte Savannen müssen hinzugerechnet werden) wurden in den neun Jahren des Beobachtungszeitraumes in Ackerland umgewandelt. Eine ähnliche Charakteristik weist Ouenou auf, ein Arrondissement östlich von N'Dali.

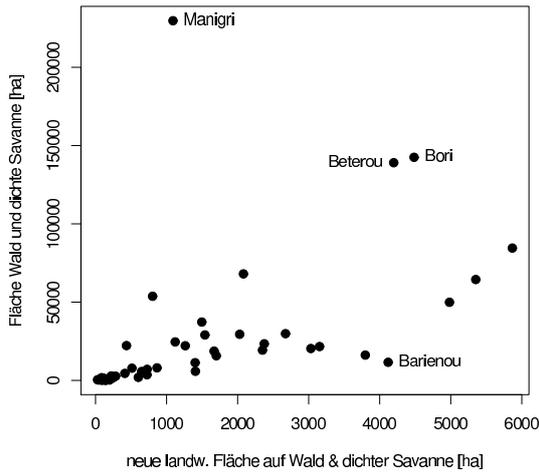
Die Arrondissements mit positiven Abweichungen weisen eine typische Lage im Untersuchungsgebiet auf: Sie befinden sich in unmittelbarer Nähe zu größeren Städten und können damit als Gebiete interpretiert werden, in denen durch den stark wachsenden Nahrungsmittelbedarf ein hoher Nutzungsdruck besteht. Darüber hinaus haben die Bauern durch die Nähe zu großen Absatzmärkten einen ökonomischen Vorteil, so dass bestehender Wald und dichte Savannenflächen schneller in landwirtschaftliche Fläche umgewandelt werden.

Beim Vergleich absoluter Flächenangaben besteht das Problem, dass die beschriebenen Verhältnisse sehr stark von der Größe des Arrondissements und der Anteile an Schutzwäldern abhängig sind. Bei einer Betrachtung der relativen Flächenanteile und der Veränderung ergibt sich zwar ein ähnliches Bild, das jedoch so gut wie unabhängig von bestehenden Schutzwaldanteilen ist (Abbildung 3.11c und d). Dies ergibt sich aus der Tatsache, dass die meisten Arrondissements mit hohen Schutzwaldanteilen in Regionen mit geringer Bevölkerungsdichte liegen und einen hohen Waldanteil auch außerhalb der Schutzwälder haben.

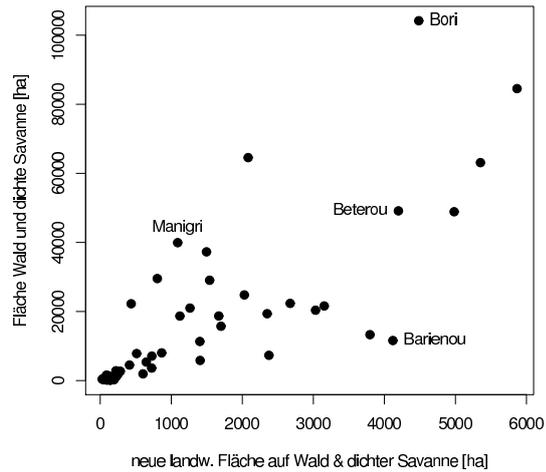


Entwurf: M. Judex

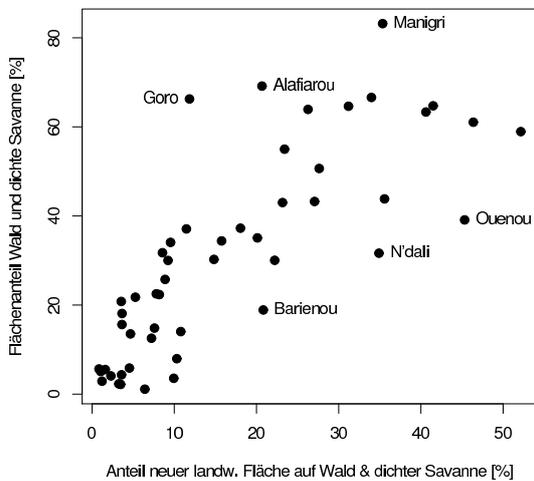
Abbildung 3.10: Veränderungen der landwirtschaftlichen Fläche in Zentralbenin auf Ebene der Arrondissements. Erläuterungen siehe Text



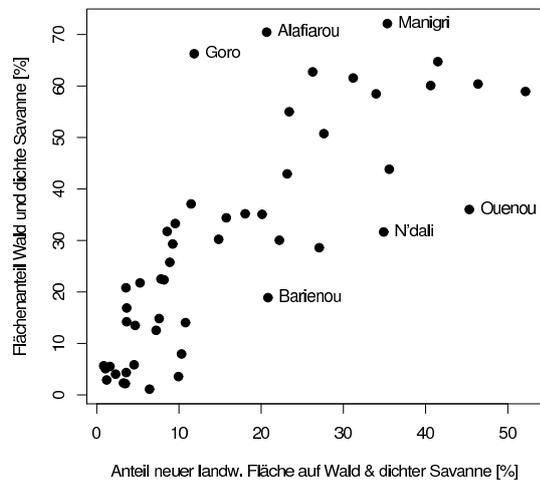
(a) Berechnung mit Gesamtfläche der Arrondissements, absolute Flächenangaben



(b) Ohne Flächen der Schutzwälder (Forêt classées), absolute Flächenangaben



(c) Berechnung mit Gesamtfläche der Arrondissements, relative Flächenangaben



(d) Ohne Flächen der Schutzwälder (Forêt classées), relative Flächenangaben

Abbildung 3.11: Landwirtschaftliche Flächenerweiterung in Abhängigkeit von vorhandenen Wald- und dichten Savannenflächen pro Arrondissement. Die Angaben zu Wald- und Savannenflächen stammen aus den Daten von 2000, da durch die Brandflächen in 1991 keine eindeutige Interpretation aller Vegetationsflächen möglich ist.

Aus den vorangegangenen Darstellungen lässt sich interpretieren, dass sich die Umwandlung von Wald und dichten Savannen in landwirtschaftliche Flächen bei abnehmendem Anteil der Waldflächen verlangsamt. Diese tendenzielle Verlangsamung ergibt sich durch die unterschiedliche Nutzungsweise der bestehenden Waldflächen. Große Teile werden als potentiell für die Landwirtschaft verfügbares Land angesehen und unterliegen der beschriebenen Landnutzungsveränderung. Es gibt jedoch auch Waldbereiche, die als *Heilige Wälder* religiösen Zwecken dienen und daher nicht abgeholzt werden. Steigt der Nutzungsdruck durch abnehmende Flächenverfügbarkeit, werden jedoch auch solche Waldstücke zunehmend verkleinert (eigene Beobachtungen, vgl. auch [Mulindabigwi \(2006\)](#)). Dies wird möglicherweise in Zukunft zu einem größeren ge-

sellschaftlichen Problem werden. Wie oben beschrieben, kann sich die generelle Tendenz jedoch je nach sozioökonomischen Verhältnissen und der Lage im Untersuchungsgebiet von dem allgemeinen Muster deutlich unterscheiden.

Eine weitergehende quantitative Analyse der Veränderungsfaktoren (driving forces) findet sich im folgenden Kapitel, da dies ein wesentlicher Bestandteil der Landnutzungsmodellierung ist. Dabei werden unterschiedliche Faktoren auf ihren Beitrag zur Erklärung der Landnutzungsänderungen untersucht.

3.7 Zusammenfassung

Für ein ca. 27 000 km² großes Untersuchungsgebiet in Zentralbenin wurde für die zwei Zeitpunkte 1991 und 2000 jeweils eine komplette Landnutzungsklassifikation mit zwölf Klassen durchgeführt. Als Datengrundlage dienten mehrere LANDSAT- und ASTER-Daten. Obwohl die Klassifikation mit einer guten Genauigkeit durchgeführt werden konnte, zeigten sich während der Veränderungsanalyse systematisch-methodische Probleme, die jedoch in der Regel gut durch die interannuelle Vegetationsdynamik erklärbar sind. Dies stellt eine große Herausforderung für die Satellitenbildinterpretation dar.

Die untersuchte Region in Zentralbenin weist eine stark auf die Landwirtschaft ausgerichtete Ökonomie auf, die jedoch wenig marktorientiert ist und geringe Produktionskapazitäten aufweist. Die Analysen der Landnutzung und Landbedeckung der Zeitpunkte 1991 und 2000 zeigen, dass die Landnutzung und Landbedeckung sehr starken Änderungen unterliegt. Die größten Veränderungen werden durch die landwirtschaftliche Produktionsweise verursacht. Hier ist zum einen die Brachefeldwechselwirtschaft zu nennen, bei der eine Fläche abwechselnd als Ackerland genutzt wird oder brach liegt. Zum anderen sind aber auch sehr dynamische Prozesse der landwirtschaftlichen Flächenerweiterung zu beobachten, die auf das generell hohe Bevölkerungswachstum zurückzuführen sind, lokal aber zusätzlich durch Migranten verstärkt werden. Für das Untersuchungsgebiet wurde eine Zunahme der landwirtschaftlichen Agrarflächen von 6 % pro Jahr ermittelt, wobei jedes Jahr ca. 6 800 ha Wald und dichte Savanne in Ackerland umgewandelt werden.

Generell besteht keine koordinierte Landnutzungsplanung im Untersuchungsgebiet, da die Nutzungsrechte immer noch nach traditionellem Recht (Boden ist Gemeingut) verwaltet und vergeben werden und ein nationales Bodenkataster bisher nicht oder nur für städtische Gebiete umgesetzt wurde. Die beobachtete Agrarkolonisation erfolgt in der Regel spontan (vgl. [Doeven-speck, 2005](#)), muss jedoch von der lokalen Bodenrechtsautorität („Chef de terre“) erlaubt sein. Da Boden nach traditionellem Recht kein individueller Besitz sein kann, werden bei zunehmender Landknappheit Besitzansprüche der allochthonen Bevölkerung wirksam. Hier besteht ein erhöhtes Konfliktpotential. Zur Erschließung der wenig besiedelten Regionen mit potentiell fruchtbaren Böden spielen gute Zugangswege eine große Rolle. Raumentwicklungsmaßnahmen wie Straßenbau haben damit einen starken Effekt auf die Landnutzungsdynamik im Allgemeinen und die Entwaldung im Speziellen.

Insgesamt ist die Flächenerweiterung neben dem Bevölkerungswachstum ebenso auf eine nicht vorhandene Intensivierung der Agrarproduktion zurückzuführen. Dies liegt zum Teil an der staatlichen Kontrolle der Verteilung von Produktionsmitteln, deren Privatisierung seit Jahren geplant und vorangetrieben, aber bis dato immer noch nicht umgesetzt wurde. Ein weiterer Grund dürften jedoch auch die monetären Kapazitäten der Bauern sein, die oftmals nicht ausreichen, um die notwendigen Produktionsmittel zu erwerben. Eine Produktionssteigerung, um den Bedarf an

landwirtschaftlichen Gütern zu decken, muss also momentan – und in näherer Zukunft – über die Fläche erfolgen. Abschätzungen der zukünftigen Entwicklung und deren räumlicher Effekte werden in **Kapitel 5** beschrieben, nachdem nun im anschließenden Kapitel die Modellumgebung und die Parametrisierung des Landnutzungsmodells dargestellt werden soll.

4 Räumlich explizite Modellierung der Landnutzungsdynamik im Untersuchungsgebiet

Aufbauend auf den fernerkundlich abgeleiteten Landnutzungsdaten wird in diesem Kapitel mit Hilfe von zusätzlichen erklärenden Faktoren (Antriebskräften) ein räumlich explizites¹ Landnutzungsänderungsmodell entwickelt. Die Implementierung des Landnutzungsmodells dient in erster Linie dazu, die Prozesse der Landnutzungsveränderung und deren Ursachen besser zu verstehen und daran anschließend Szenarien möglicher zukünftiger Änderungen zu berechnen.

Ein Modell ist eine Abstraktion der Wirklichkeit und soll damit relevante Prozesse abbilden. Aus diesem Grund werden die Landnutzungsdaten räumlich und kategorisch aggregiert, um kleinräumige, oft zufällige Prozesse und Landnutzungsklassen auszuschließen (siehe Kapitel 4.3.1). Das vom IMPETUS-Projekt vorgegebene Untersuchungsgebiet ist das *Haute Vallée de l'Ouémé* (HVO), für das das Landnutzungsmodell parametrisiert wird.

Die Implementierung des Landnutzungsmodells basiert auf dem CLUE-S² Modellkonzept, das im folgenden Abschnitt detailliert beschrieben wird. Zur Umsetzung und Szenarienrechnung wird jedoch nicht die verfügbare CLUE-S-Software verwendet, sondern die neu entwickelte XULU³-Modellierungsumgebung, die eine einfachere Datenverwaltung und -visualisierung zur Verfügung stellt. Die Parametrisierung und Validierung des Landnutzungsmodells erfolgt für die Zeitspanne 1991 bis 2000, für die Landnutzungsdaten vorliegen. Das CLUE-S-Modellkonzept erlaubt eine Parametrisierung eines Modells mit Landnutzungsdaten von nur einem Zeitpunkt. Dabei werden die bestehenden Muster der Landnutzungsverteilung als ein wesentlicher Inputfaktor verwendet. Wenn jedoch Landnutzungsdaten unterschiedlicher Zeitpunkte vorliegen und die Veränderung zwischen den Zeitpunkten modelliert werden soll, können auch die Muster der beobachteten Veränderungen als Inputfaktor verwendet werden. Dies wird hier erstmalig für die dominante Veränderung der landwirtschaftlichen Flächenexpansion vorgenommen.

4.1 Das CLUE-S Modellkonzept

Das CLUE-S-Modell ist ein räumlich explizites, rasterbasiertes Landnutzungsänderungsmodell, das von Peter Verburg et al. an der Universität Wageningen entwickelt wurde (Verburg et al., 2002). Das Modellkonzept⁴ basiert auf dem CLUE-Modellansatz (Veldkamp & Fresco, 1996), erweitert diesen jedoch um einige Komponenten und arbeitet auf einer anderen räumlichen Skala.

¹ Räumlich explizit bedeutet hier ein raster-basiertes Modell, im Gegensatz zu nicht-räumlichen Modellen, die die Landnutzung als Summe räumlicher Einheiten (z.B. administrative Einheiten) aggregiert betrachten

² CLUE-S: Conversion of Land Use and its Effects at Small regional extent

³ XULU: Extendable Unified Land Use modelling platform

⁴ Die folgenden Beschreibungen des Modells basieren, wenn nicht anders angegeben, auf Verburg et al. (2002) und erläutern nur die Modellkomponenten, die für die vorliegende Untersuchung relevant sind. Für eine vollständige Beschreibung der aktuellen Modellversion siehe <http://www.cluemodel.nl>

Der CLUE-Modellansatz wurde für die nationale bis kontinentale Skala entwickelt, wobei Rasterzellgrößen zwischen $7 \times 7 \text{ km}^2$ und $35 \times 35 \text{ km}^2$ verwendet wurden. Jede Rasterzelle repräsentiert den Anteil der dort vorkommenden Landnutzungen. Das CLUE-S-Modell hingegen wurde für die regionale bis lokale Skala angepasst, indem jede Rasterzelle nur eine Landnutzungsklasse repräsentieren kann. Diese „Einschränkung“ trägt der Rechnung Tatsache, dass auf regionaler Ebene Daten zur Landnutzung meist in diskreter Form z. B. aus Satellitenbilddaten vorliegen. Die räumliche Abgrenzung zwischen CLUE und CLUE-S bezüglich der räumlichen Auflösung wird bei $1 \times 1 \text{ km}^2$ gezogen (Verburg et al., 2002).

Der Kern des CLUE-S-Modells besteht in der Verteilung (Allokation) von Landnutzungsänderungen, welche in Form von Szenarien-Definitionen in das Modell einfließen (Abbildung 4.1). Die Berechnung des Bedarfs an unterschiedlichen Landnutzungen (demand) ist nicht Teil des Modells und muss mit anderen Methoden bestimmt werden. Dies kann z. B. eine einfache Hochrechnung sein oder das Ergebnis komplexer und umfassender (makro-)ökonomischer Modelle. Dieser Teil ist nicht räumlich, d. h. der Input in das Modell erfolgt sozusagen global für das gesamte Modell und für jedes simulierte⁵ Jahr.

Die Zuweisung der Landnutzungsänderungen erfolgt durch einen iterativen Algorithmus, basierend auf Wahrscheinlichkeitskarten der einzelnen Landnutzungen/Landnutzungsveränderungen. Sowohl für die Berechnung des Bedarfs als auch für die Verteilung werden bestimmte quantifizierbare Antriebskräfte benötigt. Mit dem Bedarf wird dem Modell die geforderte Fläche der einzelnen Landnutzungsklassen vorgegeben. Diese wird von Faktoren bestimmt, die die Quantität (Flächenmenge) der Landnutzungsklassen beeinflusst. Die Verteilung der Landnutzungsklassen im Raum wird von Faktoren bestimmt, die in der Summe das räumliche Muster der Landnutzung ergeben. Da die Berechnung des Bedarfs nicht Teil des CLUE-S Modellkonzeptes ist und wesentlich von den Szenarienannahmen abhängt, findet sich eine genauere Beschreibung des Verfahrens in Kapitel 5. Durch eine Reihe von Modellparametern kann das Allokationsverfahren für jede Landnutzungsklasse im Detail gesteuert werden. Im Folgenden werden die Komponenten im Detail beschrieben.

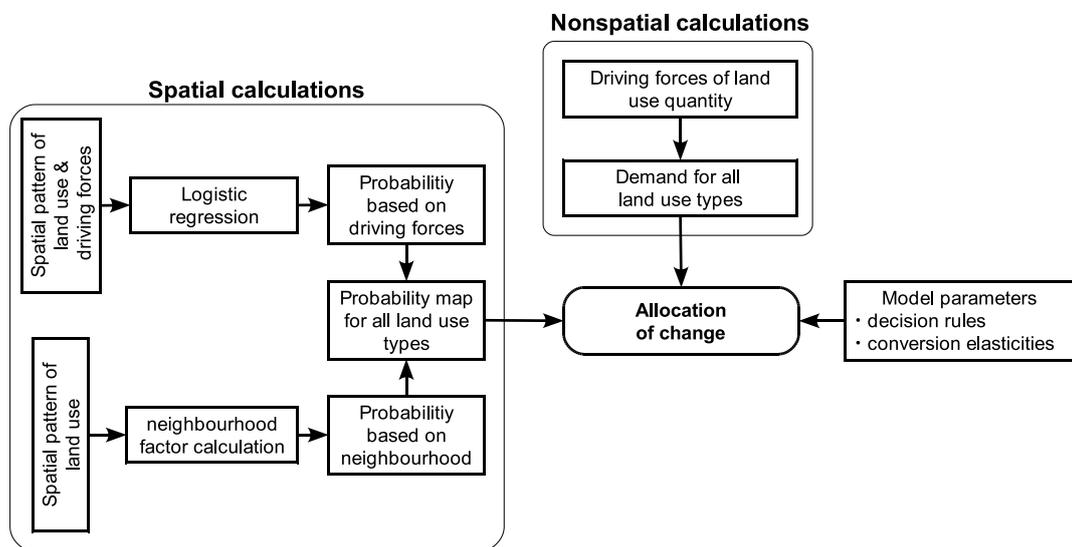


Abbildung 4.1: Das CLUE-S Modellkonzept. Verändert und erweitert nach Verburg et al. (2002)

⁵ Simulation und Modellierung werden im Folgenden synonym verwendet

4.1.1 Statistisches Modell zur Generierung von Wahrscheinlichkeitskarten der Landnutzungsmuster

Die wesentlichen Parameter, welche die Verteilung der Landnutzung bestimmen, sind Wahrscheinlichkeitskarten (probability maps), die entweder nur mit einem Set von räumlich expliziten Antriebskräften der Landnutzung erstellt werden oder in Kombination mit Nachbarschaftswahrscheinlichkeiten in das Modell einfließen. Für jede Landnutzungs-kategorie muss ein solcher Datensatz bereitgestellt werden, der für jede Rasterzelle die Wahrscheinlichkeit ($0 \leq \pi \leq 1$) für das Vorhandensein dieser Landnutzung in der Rasterzelle angibt.

4.1.1.1 Landnutzungsmuster basierend auf Antriebskräften

Um das räumliche Muster der Landnutzung und damit das Auftreten bestimmter Landnutzungs-klassen in bestimmten Pixeln statistisch zu beschreiben, muss ein Regressionsmodell gefunden werden, mit dem die Landnutzung als abhängige Variable (oder Response-Variable) Y mit einer oder mehreren erklärenden Variablen X_n statistisch modelliert werden kann. Da nur eine Landnutzung je Pixel vorkommen kann, handelt es sich bei der Response-Variable um eine Variable mit binärer Häufigkeitsverteilung, also um ein Regressionsproblem mit binär abhängiger Variable. Für jeden Landnutzungstyp wird also ein eigenes Regressionsmodell geschätzt.

Wenn nun für die Response-Variable Y ein Modell mit X_1 bis X_n erklärenden Variablen geschätzt werden soll, so kann kein gewöhnlicher linearer Regressionsansatz verwendet werden, da erstens Y nur zwei Ausprägungen annehmen kann ($Y = 0$ oder $Y = 1$) und zweitens die statistische Bedingung der Gleichheit der Residualvarianzen nicht erfüllt ist (Andreß et al., 1997). Eine Schätzung per linearer Regression würde für den Ergebniswert \hat{Y} zu Ergebnissen größer oder kleiner Null führen, die jedoch nicht interpretierbar wären. Darüber hinaus wird \hat{Y} alle Werte zwischen 0 und 1 annehmen, die aber nur als Wahrscheinlichkeiten $\pi_i = P(Y_i = 1 | X_n)$ interpretiert werden können und nicht als geschätzter Variablenwert. Solche Wahrscheinlichkeiten können sinnvoller mit einer logistischen Kurve (sigmoidaler Kurvenverlauf) mit der Form

$$P(Y_i = 1 | X_n) = \pi_i = \frac{e^{\beta_0 + \beta_n X_n}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_n X_n}} \quad (4.1)$$

beschrieben werden, mit β_0 als Konstante und β_n als Regressionsgewicht der jeweiligen erklärenden Variablen. Eine solche statistische Modellform einer nicht-linearen Beziehung wird als *logistisches Regressionsmodell* bezeichnet. Die Parameter eines logistischen Regressionsmodells können mit den Verfahren der Generalized Linear Models (GLM), die eine Erweiterung der gewöhnlichen linearen Regression darstellen, geschätzt werden. Eine ausführliche Beschreibung der GLM und deren Anwendung findet sich z.B. in McCullagh & Nelder (1989) und Andreß et al. (1997). Logistische Regressionsmodelle werden in unterschiedlichen Bereichen⁶ eingesetzt, in denen eine binär abhängige Variable erklärt werden soll. Zur Analyse von Landnutzung und Landnutzungsänderungen wurden logistische Regressionsverfahren u. a. von Mertens & Lambin (2000); Serneels & Lambin (2001); Schneider & Pontius (2001) eingesetzt.

In Gleichung 4.1 ergibt sich jedoch das Problem, dass die Regressionsgewichte β_n nicht mehr einfach geschätzt werden können. Durch eine geschickte Umformung kann die Gleichung jedoch so formuliert werden, dass dann nicht mehr die Auftrittswahrscheinlichkeit selbst, sondern das

⁶ Anwendungen finden sich in der Medizin (Epidemiologie) und der Soziologie, aber auch in der Biologie und in den Ingenieurwissenschaften

Verhältnis zwischen Wahrscheinlichkeit und Gegenwahrscheinlichkeit (sog. *Chance*, im Englischen auch *Odds*) erklärt wird:

$$\frac{\pi_i}{1 - \pi_i} = e^{\beta_0 + \beta_n X_n} \quad (4.2)$$

Durch eine Logarithmierung von Gleichung 4.2 erhält man ein lineare Abhängigkeit der (logarithmierten) Odds von X_n :

$$\log_e \left(\frac{\pi_i}{1 - \pi_i} \right) = \beta_0 + \beta_n X_n \quad (4.3)$$

Die logarithmierten Odds werden auch Logit(Y) genannt. Eine Logarithmierung hat zur Folge, dass für die Logits ein linearer Wertebereich von $-\infty$ bis $+\infty$ entsteht, der aber im Gegensatz zu einem linearen Modell immer zu sinnvollen Ergebnissen führt. Damit läßt sich die abhängige Variable ähnlich der linearen Regression mit den erklärenden Variablen und Regressionsparametern statistisch modellieren. Als Schätzverfahren für die Regressionsparameter wird das Maximum-Likelihood-Verfahren eingesetzt, das bessere Ergebnisse erzielt als die Methode der kleinsten Quadrate (Andreß et al., 1997).

Durch eine Rücktransformation und Einsetzen der geschätzten Regressionsparameter $\hat{\beta}_n$ kann nun die bedingte Wahrscheinlichkeit von $\hat{\pi}_i = \hat{P}(Y_i = 1|X_n)$ für alle Werte der erklärenden Variablen angegeben werden:

$$\hat{\pi}_i = \frac{e^{\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_n X_n}}{1 + e^{\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_n X_n}} \quad (4.4)$$

Durch die logarithmische Transformation weisen die Wahrscheinlichkeitswerte einen sigmoidalen Kurvenverlauf auf, der sich den Grenzwerten 0 und 1 annähert, welche aber nur bei perfekt vorhersagenden erklärenden Variablen erreicht werden können.

Als erklärende Variablen eines binären logistischen Regressionsmodells können nur metrische oder binäre Variablen eingesetzt werden. Andere Variablen, die z.B. ordinale oder nominale Klassen darstellen, müssen in eine binäre Variable umkodiert werden. Hier wird die sog. *Dummy-Kodierung* eingesetzt, bei der alle vorkommenden Kategorien oder Klassen in binäre Variablen umkodiert werden. Dabei ist die erste Klasse der erklärenden Variable die Referenzklasse, alle anderen Klassen werden dann mit der Referenzklasse verglichen. Für die Referenzklasse wird keine Schätzung des Regressionsgewichtes β_n vorgenommen, da die Referenzklasse den Effekt 0 (Null) hat. Würde die Referenzklasse auch als Dummy-Variable in das Modell einfließen, wäre diese durch die anderen Dummy-Variablen eindeutig bestimmbar und brächte dadurch keinerlei neue Informationen in das Modell (perfekte Kollinearität aller Dummy-Variablen). Dann wäre es nicht mehr möglich, den einzelnen Variablen eindeutige Regressionskoeffizienten zuzuordnen (Andreß et al., 1997).

Zur Parameterschätzung mit den vorliegenden Daten werden nicht alle Pixel verwendet, da aufgrund der hohen Anzahl (>200 000 je Variable) die Schätzung sehr lange dauern kann und von starken Autokorrelationseffekten auszugehen ist. Durch eine 20 % ige Stichprobe können beide negativen Aspekte reduziert werden. Um eine gleichverteilte Wahrscheinlichkeit zu erhalten, wurde eine ausgeglichene Stichprobe (balanced sampling) genommen, d. h. die Daten zur Parameterschätzung enthalten genauso viele Pixel, in denen eine Landnutzung vorkommt, wie Pixel in denen diese nicht vorkommt.

Wenn ein umfangreiches Set an erklärenden Variablen vorliegt, wird häufig eine automatische schrittweise Variablenselektion (stepwise regression) vorgenommen. Die automatische Variablenselektion wird jedoch kritisch gesehen, da nicht zwingend eine Bewertung nach der Wichtigkeit

der Variablen erfolgt (Harrell, 2002; Lesschen et al., 2005). Das heißt, die automatische Selektion findet nicht immer das beste Modell. Darüberhinaus soll der Effekt aller Variablen getestet und beschrieben werden, weshalb auf eine automatische Variablenselektion in der vorliegenden Studie verzichtet wird.

4.1.1.2 Interpretation und Effektstärke der erklärenden Variablen

Die Interpretation der geschätzten Regressionsgewichte β_n in Gleichung 4.3 ist schwierig, da sie den Einfluss der erklärenden Variablen auf die logarithmierten Odds beschreiben. Eine wichtige Aussage lässt sich jedoch direkt aus den Regressionsgewichten ablesen: Ist $\beta_n > 0$, so ist die entsprechende Variable positiv korreliert, ist $\beta_n < 0$ so ist sie negativ korreliert; eine Erhöhung der Werte von X_n führt zu einer Abnahme der Wahrscheinlichkeit. Die Stärke der Effekte lässt sich einfacher mit Gleichung 4.2 interpretieren, also indem die Odds für bestimmte X_n angegeben werden. Hierfür muss jedoch der Antilogarithmus auf die Regressionsgewichte angewendet werden. Dann kann e^{β_n} (auch als Effektkoeffizient bezeichnet) als multiplikativer Faktor interpretiert werden, der mit jeder Änderung der gemessenen Einheit von X_n die Odds entsprechend erhöht oder verringert. Ein Effektkoeffizient < 1 verringert die Odds mit zunehmenden Werten von X_n , ein Effektkoeffizient > 1 erhöht die Odds. Ein Effektkoeffizient von genau 1 hat keinen Effekt, da die Multiplikation mit 1 den Ausgangswert nicht verändert.

Wie kann nun der Einfluss verschiedener erklärender Variablen auf die abhängige Variable in einem Modell beschrieben werden? Hierzu kann das Maß der *Odds Ratios* (OR, auch relative Chance genannt) verwendet werden. Odds Ratios vergleichen zwei Odds einer erklärenden Variable X_n ; es ist also ein Vergleich der Odds bei unterschiedlicher Werteausprägung einer Variable:

$$OR = \frac{\frac{\pi_A}{1-\pi_A}}{\frac{\pi_B}{1-\pi_B}}, \quad (4.5)$$

wobei $\pi_A = P(Y_i = 1 | X_n^A)$ und $\pi_B = P(Y_i = 1 | X_n^B)$ und A bzw. B unterschiedliche Werte von X_n darstellen. Ein Odds Ratio gibt also den Faktor an, mit dem sich die Odds bei unterschiedlichen Ausprägungen oder Werten von X_n ändern. Mit den Odds Ratios kann nun z. B. angegeben werden, wie sich die Odds (Wahrscheinlichkeit zu Gegenwahrscheinlichkeit der abhängigen Variable) über einen bestimmten Wertebereich einer erklärenden Variable ändern. Wenn sich also die Odds über den bestimmten Wertebereich nicht groß ändern, wird der Odds Ratio klein sein und damit anzeigen, dass die erklärende Variable über diesen Wertebereich keinen großen Effekt auf die abhängige Variable hat.

Ein Vergleich der Effektstärke unterschiedlicher Variablen ist durch die Odds Ratios der Quartile Q_{25} und Q_{75} als Einheitsmaß der Variablen möglich. Dieses Verfahren scheint den komplizierten und uneinheitlichen Berechnungen von standardisierten Koeffizienten überlegen (Harrell, 2002). Bei der Analyse der Ergebnisse werden sog. „Inter-Quartil-Range-Plots“ verwendet (Harrell, 2002), die für alle metrischen Variablen die Odds Ratios der Quartile darstellen. Bei ordinalen oder nominalen Variablen werden die Klassen miteinander verglichen. In Abbildung 4.2 ist so ein „Inter-Quartil-Range-Plot“ beispielhaft dargestellt und mit erklärenden Angaben versehen. Je weiter der Odds Ratios (OR) von 1 entfernt ist, desto stärker der Effekt der erklärenden Variable auf die abhängige Variable, wenn sich die Werte der erklärenden Variable im Bereich der Quartile verändern. Liegt der Wert sehr nahe bei 1, zeigt die erklärende Variable einen sehr geringen oder keinen Effekt. Dabei entspricht der Effekt eines Werts unter 1 dem reziproken Wert über eins, z. B. der OR von 0,5 hat den gleichen Effekt wie ein OR von 2. Zusätzlich sind noch die Konfi-

denzintervalle für die OR aus der Parameterschätzung angegeben. Im abgebildeten Beispiel hat also die Variable DISTROAD (Abstand zur Straße, siehe Tabelle 4.3) einen stärkeren Einfluss auf die abhängige Variable als POPDENS (Bevölkerungsdichte) (OR von DISTROAD $< \frac{1}{\text{POPDENS}}$).

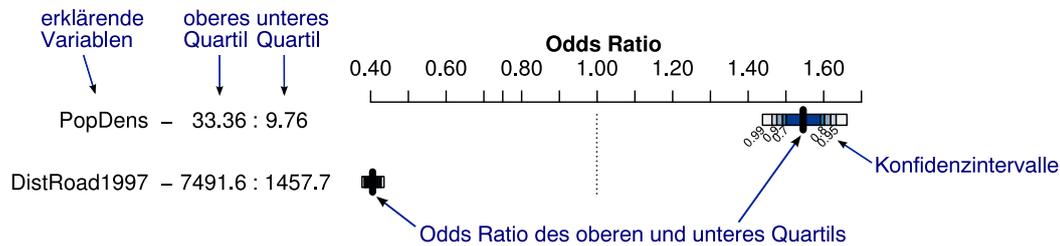


Abbildung 4.2: Beispiel eines „Inter-Quartil-Range-Plots“ zum Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen

Bei der Interpretation der Odds Ratios muss jedoch immer die Relativität der Aussagen beachtet werden, da sich je nach tatsächlichen Wertekombinationen aller erklärender Variablen die Relation der Variablen ändern kann. Eine eindeutige Festlegung bzw. Interpretation der Effektstärke wie bei gewöhnlichen linearen Regressionen ist nicht ohne weiteres möglich, da es sich um ein nicht-lineares Modell handelt, die Faktoren somit je nach Wertebereich der erklärenden Variablen unterschiedliche Auswirkungen auf die Endwahrscheinlichkeit haben.

Mit den Verfahren der logistischen Regression lässt sich also das Auftreten (Muster) einer Landnutzungsklasse mit Hilfe einer oder mehrerer erklärender Variablen statistisch modellieren. Obwohl die logistische Regression ein a priori nicht-räumliches Verfahren ist, kann das räumliche Muster, also die Wahrscheinlichkeit, dass diese Landnutzungskategorie an einem bestimmten Ort (Pixel) auftritt (Gleichung 4.4), berechnet werden. Dazu müssen nur die Landnutzungsdaten und die erklärenden Faktoren in derselben räumlichen Repräsentation vorliegen, also gleiche Pixelgröße und gleiche Anzahl an Pixeln aufweisen. Das bedeutet, dass für jedes Pixel sowohl die Landnutzung als auch die an der Stelle wirkenden erklärenden Faktoren (Antriebskräfte) bekannt sein müssen. Die Methodik hierzu ist in Kapitel 4.3 beschrieben.

4.1.1.3 Statische und dynamische Antriebskräfte

Es gibt Antriebskräfte, die sich während des Modelllaufes nicht verändern, wie z. B. das Relief. Diese werden als statisch bezeichnet. Hier wird nur ein Datensatz für den gesamten Modelllauf benötigt. Antriebskräfte können sich jedoch während des zu modellierenden Zeitraumes ändern und sind dann dynamische Antriebskräfte. Als Beispiel kann hier die Bevölkerung angeführt werden, die sich, abhängig von den demographischen Annahmen, positiv oder negativ verändert. In diesem Fall muss also für jeden Zeitpunkt, an dem sich dieser Faktor im Modell ändert, ein neuer Datensatz zur Berechnung von π_{ij} zum Zeitpunkt j bereit gestellt werden.

4.1.1.4 Landnutzungsmuster in Abhängigkeit der Nachbarschaft

Die Landnutzungsänderung ist nicht nur von den Antriebskräften am jeweiligen Ort abhängig, sondern z. T. auch von der bestehenden Landnutzung in der unmittelbaren oder weiteren Umgebung⁷. Dies gilt besonders für Landnutzungstypen, die nicht isoliert auftreten können, da sie

⁷ Eine allgemeine Diskussion von Zentripetal- und Zentrifugalkräften aus ökonomischer Perspektive findet sich z.B. in Krugman (1999)

eine komplex verteilte Infrastruktur benötigen, wie Siedlungs- oder Industrieflächen. Tatsächlich basieren viele Landnutzungsmodelle, die sich auf Siedlungsflächen konzentrieren, auf der Modelltechnik der zellularen Automaten, die die Landnutzungsveränderung in hohem Maße von der Umgebung abhängig machen (Clarke et al., 1997; White & Engelen, 2000; Caruso et al., 2005).

Bestimmte Landnutzungsklassen haben also eine höhere Wahrscheinlichkeit, sich in direkter Umgebung schon bestehender gleicher Landnutzung zu verändern. Um diese Tatsache in das Modell einzubauen, wird ein *neighbourhood enrichment factor* F berechnet (Verburg et al., 2003a). Dieser Nachbarschaftsfaktor gibt für jedes Pixel im Raster den Anteil der Landnutzung k in einer definierten Umgebung zum Anteil der Landnutzung im gesamten Raster an. F berechnet sich wie folgt:

$$F_{i,k,d} = \frac{n_{k,d,i}/n_{d,i}}{N_k/N} \quad (4.6)$$

Der Faktor F wird mit unterschiedlichen Umgebungen d für jedes Pixel i und jede Landnutzung k berechnet. Die Umgebung ist ein beliebig großer Filter (moving window), innerhalb dessen die Funktion für das zentrale Pixel berechnet wird. $n_{k,d,i}$ ist die Anzahl der Zellen der Landnutzung k in der Umgebung d und $n_{d,i}$ ist die Gesamtzahl der Pixel in der Umgebung. Im Nenner der Funktion steht N_k als die Menge der Pixel mit Landnutzung k im gesamten Raster und N als die Menge aller Pixel im Raster. Ein Wert von 1 zeigt an, dass der Anteil der Landnutzung k in der Umgebung d dem Anteil der Landnutzung im gesamten Raster entspricht. Ein Wert zwischen 1 und 0 entsteht bei einer Unterrepräsentation der Landnutzung in der Umgebung, wohingegen ein Wert > 1 auf einen überproportionalen Anteil in der Umgebung eines Pixels hinweist. Hat eine bestimmte Landnutzung z.B. einen sehr geringen Flächenanteil und kommt häufig als cluster vor, so ergeben sich sehr hohe Werte.

Die Wahl der Größe und Form der Umgebung ist zunächst abhängig von der Auflösung der Daten und der zu erwartenden Reichweite der Nachbarschaftsabhängigkeit. Darüber hinaus besteht eine hohe Abhängigkeit der Ergebnisse von der räumlichen Auflösung, da Nachbarschaftsverhältnisse nur bei bestimmten Auflösungen sichtbar sein können (Verburg et al., 2003a). Basierend auf der unterschiedlichen Reichweite verschiedener Landnutzungstypen wurden unterschiedlich große Umgebungen mit 3,5 und 5,5 Pixeln Radius in Kreisform gewählt. Die Berechnung erfolgte mit der Spatial Modelling Language von ERDAS IMAGINE®.

Basierend auf den Rasterdaten der Nachbarschaftsanalyse kann eine Wahrscheinlichkeit der Nachbarschaft einer Landnutzungsklasse erstellt werden. Hierfür können diese Ergebnisse als zusätzliche erklärende Variablen eingesetzt werden. Die Berechnung des Einflusses des Nachbarschaftsfaktors F auf die Landnutzung kann mit einer logistischen Regression erfolgen. Das Vorgehen entspricht dabei dem oben beschriebenen Verfahren. Das Regressionsgewicht $\beta_{d,k}$ gibt an, wie sich die Wahrscheinlichkeit bei einer Zunahme des Faktors F um eine Einheit ändert. Mit den Ergebnissen der logistischen Regression kann dann eine Wahrscheinlichkeitskarte der Landnutzung erstellt werden, die nur auf den Nachbarschaftsanalysen beruht.

Da sich die Konfiguration der Landnutzung mit jedem Modell-Schritt ändert, müssen die Nachbarschaftswerte immer neu berechnet werden und können nicht gleichzeitig mit den anderen erklärenden Variablen dem Modellalgorithmus zur Verfügung gestellt werden. Deshalb wird der Faktor F für jede Landnutzung in jedem Modellschritt neu berechnet und fließt dann, umgerechnet mit den Regressionsergebnissen in eine Wahrscheinlichkeitskarte, in das Modell ein.

4.1.2 CLUE-S Modellparameter zur Beschreibung der Landnutzungsdynamik

Die Wahrscheinlichkeitskarten sind die Grundlage der Verteilung der Landnutzungsänderungen, da sie das potentielle räumliche Muster der Landnutzung und deren mögliche Änderung beschreiben. Sie sind jedoch nicht geeignet, spezifische Eigenschaften bestimmter Landnutzungstypen abzubilden, also z.B. bestimmte Änderungsrichtungen zu bestimmen, die generell möglich sind oder nicht. Zusätzlich muss die zeitliche Komponente der Landnutzungsänderungen berücksichtigt werden, also die Zeitdauer, wie lange eine bestimmte Landnutzung Bestand hat oder in welchem Zeitrahmen sie sich verändern kann. Neben zeitlichen Beschränkungsfaktoren können auch räumliche Besonderheiten bei Szenarienrechnungen berücksichtigt werden, die von den Wahrscheinlichkeitskarten nicht abgebildet werden, wie z.B. politische Vorgaben oder Planungsziele, die nur bestimmte Regionen betreffen. Landnutzungsspezifische Änderungsregeln und die zeitlichen Beschränkungen werden im CLUE-S-Modell durch die zwei Modellparameter „Conversion Matrix“ und „Conversion Elasticity“ beschrieben. Die räumlichen Beschränkungen fließen als Rasterdaten in das Modell ein, in denen die Regionen mit einem bestimmten Wert gekennzeichnet sind.

4.1.2.1 Conversion Matrix

Um die landnutzungsspezifischen Änderungen anzugeben, wird eine sogenannte „Conversion Matrix“ verwendet, in der für jede Kombination der modellierten Landnutzungsklassen die möglichen Änderungen angegeben werden können (Tabelle 4.1). Dabei steht der Wert 1 für „darf sich von LN_i in LN_j ändern“, der Wert 0 für „darf sich nicht ändern“. Zusätzlich kann auch die minimale Zeit (in Modell-Zeitschritten) angegeben werden, die eine Landnutzung bestehen bleiben muss, bis sie sich ändern kann ($100 + \text{Anzahl der Zeitschritte}$), oder die maximale Zeit, die eine Landnutzung bestehen bleiben darf ($-100 - \text{Anzahl der Zeitschritte}$). Die Festlegung auf die Zahl 100 ist dabei willkürlich und dient lediglich der (technischen) Unterscheidung von „normalen“ Matrixwerten.

Tabelle 4.1: Beispiel eine Conversion Matrix für das CLUE-S Modell

von nach ↑	LN_i	LN_j
LN_i	1	110
LN_j	0	1

4.1.2.2 Conversion Elasticity

Unterschiedliche Landnutzungstypen haben unterschiedliche zeitliche Beständigkeiten, die sich aus den ökonomischen Investitionen in diese Landnutzung ergeben. Es würde keinen Sinn ergeben, wenn kapitalintensive Landnutzung, wie z. B. Plantagen oder Siedlungen, im folgenden Zeitschritt wieder in andere Landnutzungen umgewandelt würden. Die Dauer der Nutzung kann jedoch nicht immer genau festgelegt werden, da sie vom allgemeinen Bedarf und der Konkurrenz (siehe Kapitel 4.1.3) abhängig ist. Dieses Verhalten kann mit dem Elastizitätsfaktor parametrisiert werden. Hierbei kann ein Wert zwischen 0 (leichte Umwandlung in eine andere Landnutzung möglich) und 1 (irreversible Umwandlung) angegeben werden. Ein Wert von 1 hat zur Folge,

dass sich eine bestehende Landnutzung im Modell nie wieder ändern wird, was nur für ganz bestimmte Nutzungen eine sinnvolle Annahme ist.

4.1.2.3 Regionsspezifische Einstellungen

Oft bestehen räumliche Nutzungsbeschränkungen in Form von Schutzgebieten oder Nutzungsförderungen durch politische Entscheidungen für einzelne Regionen. Solche raumbezogenen Besonderheiten können in dem Modell auf mehrere Weise angegeben werden. Im Fall von Nutzungsrestriktionen (Schutzgebiet) wird ein Datensatz benötigt, der angibt, wo sich die Fläche des Gebietes oder der Gebiete befindet. Hier ist dann eine Landnutzungsänderung nicht mehr möglich.

Wird durch bestimmte politische Entscheidungen oder andere Einflüsse eine bestimmte Landnutzung in einer Region bevorzugt, so kann dies mit einer „location specific preference addition“ angegeben werden. Hierbei wird ein Rasterdatensatz für jede Landnutzung benötigt, in dem für jedes Pixel zusätzliche Wahrscheinlichkeiten angegeben werden können, die dann bei der Berechnung der Gesamtwahrscheinlichkeit (siehe Kapitel 4.1.3) addiert werden. Dieser Parameter ist hauptsächlich für Szenarienberechnungen interessant.

Eine dritte Möglichkeit der Angabe räumlich inhomogener Veränderungsdynamiken besteht darin, in der Conversion Matrix statt einer allgemeingültigen Angabe auf einen Rasterdatensatz zu verweisen, mit dem angegeben wird, wo die Veränderung von LN_i zu LN_j stattfinden darf. Hiermit können bestimmte Landnutzungsveränderungen auf besondere Regionen beschränkt werden, was ebenfalls insbesondere für Szenarienberechnungen relevant ist.

4.1.3 Gesamtwahrscheinlichkeit und iterative Bestimmung der Veränderungspixel

Basierend auf den oben beschriebenen Inputdaten wird der Ort der erwarteten Landnutzungsveränderung bestimmt. Für jedes Pixel wurde mit der logistischen Regression eine bestimmte Wahrscheinlichkeit des Auftretens für jede Landnutzung berechnet. Es besteht also immer eine Konkurrenz zwischen unterschiedlichen Landnutzungen im Hinblick auf ein bestimmtes Pixel. Wenn die Landnutzung mit der höchsten Wahrscheinlichkeit zugewiesen wird, werden Landnutzungen mit einer generell hohen Wahrscheinlichkeit immer bevorzugt, was jedoch meist nicht mit dem geforderten Bedarf übereinstimmt. Der Konflikt zwischen lokaler Konkurrenz und globalem Bedarf wird über ein iteratives Verfahren gelöst. Dies erfolgt durch die Berechnung der Gesamtwahrscheinlichkeit und deren iterativer Anpassung, bis die räumlich simulierten Landnutzungsveränderungen dem angegebenen Bedarf entsprechen. Die Gesamtwahrscheinlichkeit P_t berechnet sich aus der Summe der Wahrscheinlichkeit basierend auf Antriebskräften $PA_{i,k}$ an jedem Pixel i und für jede Landnutzung k , der Nachbarschaftswahrscheinlichkeit $PN_{i,k}$, der Conversion Elasticity E_k , eventuellen „location specific preference additions“ L_k einer Iterationsvariablen I_k und einem (sehr kleinen) Zufallswert r :

$$P_{t,i,k} = PA_{i,k} + PN_{i,k} + E_k + L_k + I_k + r \quad (4.7)$$

In jedem Iterationsschritt wird jeder Rasterzelle die Landnutzung zugewiesen, die die größte Gesamtwahrscheinlichkeit aufweist (nur wenn keine Ausschlusskriterien wie Conversion Matrix, Schutzgebiet etc. greifen). Anschließend wird die Menge der verteilten Landnutzungspixel mit dem Bedarf verglichen. Ist die zugewiesene Fläche für Landnutzung k größer als der Bedarf, wird

I_k verkleinert und damit auch P_t für jedes Pixel verkleinert. Dann wird eine erneute Zuweisung der Landnutzung vorgenommen und mit dem Bedarf verglichen. Dies erfolgt so lange, bis ein bestimmter Schwellenwert erreicht ist, mit dem die zu erreichende Genauigkeit festgelegt wird. Die Änderung der Iterationsvariable für die nächste Iteration $I_{k(t+1)}$ erfolgt prozentual entsprechend der Abweichung vom Bedarf

$$I_{k(t+1)} = I_{k(t)} + \frac{BED_{k(t+1)} - COV_{k(t)}}{COV_{k(t)}} + r \quad (4.8)$$

mit BED = Bedarf und COV = die zugewiesene Landnutzung zum Zeitpunkt t . Der Zufallswert r wird benötigt, um eine Situation zu verhindern, in der das Modell während der Iteration zwischen zwei stabilen Zuständen alterniert⁸.

4.2 Die XULU-Modellierungsumgebung

Die zur Verfügung stehende CLUE-S-Software besteht aus einem einfachen User-Interface, mit dem es möglich ist, die diversen Dateien, in denen die Inputdaten und Laufzeitparameter abgelegt sind, zu editieren und das Modell zu starten. Der beschriebene Algorithmus ist in C++ implementiert und verarbeitet die Daten relativ schnell. Alle Dateien müssen im ASCII Format vorliegen (auch die Rasterdaten). Die Bedienung der CLUE-S-Software selber ist sehr einfach, die Implementierung und Parametrisierung eines neuen Landnutzungsmodells jedoch sehr zeitaufwändig und fehleranfällig, da die Inputdaten alle nach einem bestimmten verschlüsselten Schema benannt werden müssen. Die Laufzeitparameter sind auf mehrere Dateien verteilt und müssen alle in einem Ordner mit der Applikation liegen. Die Modellergebnisse werden wiederum im ASCII-Format ausgegeben und müssen erst in ein GIS importiert werden, um sie zu visualisieren und zu evaluieren. Damit dient die CLUE-S-Software nur zur Steuerung eines Modellaufes und bietet keine weiteren Funktionen, wie z. B. die direkte Visualisierung der Ergebnisse (Schmitz, 2005). Des Weiteren ist die Software closed-source und somit nicht mit eigenen Funktionen erweiterbar. Aus diesen Gründen entstand in einer intensiven Zusammenarbeit⁹ mit dem Institut für Informatik III der Universität Bonn die Extendable Unified Land Use modelling platform (XULU), die eine umfangreiche Infrastruktur für Modelle (insbesondere Landnutzungsmodelle) zur Verfügung stellt (Schmitz, 2005). Als proof-of-concept wurde der CLUE-S-Modellansatz neu implementiert, wobei alle Algorithmen neu in Java geschrieben wurden, da der original C++ Code¹⁰ aufgrund unterschiedlicher Schnittstellen nicht direkt eingebunden werden konnte.

Durch eine umfangreiche Analyse sowohl der Anwenderseite als auch der Sicht der Modellentwickler wurde eine Reihe von Anforderungen an eine generische Modellierungsplattform formuliert (Schmitz, 2005). Die wesentlichen hierbei sind:

- Eine integrierte Visualisierung der Daten und Ergebnisse
- Vielseitig einsetzbare Datentypen
- Datenim- und -export für verschiedene Datenformate

⁸ Dies ist möglich, wenn die Iterationsvariable immer um den gleichen Wert schwankt, das Modell aber die erforderliche Genauigkeit nicht erreicht.

⁹ Die Initiative geht auf Dr. Hans-Peter Thamm zurück, dem an dieser Stelle ausdrücklich gedankt sei

¹⁰ Der original C++ Quellcode wurde freundlicher Weise von Peter Verburg (Universität Wageningen) zur Verfügung gestellt, damit eine direkte 1:1 Portierung möglich wurde. Dadurch konnte auch ein Vergleich der Performance der unterschiedlichen Applikationen durchgeführt werden. Für Details siehe (Schmitz, 2005)

- Mehrere Modelle sollen gleichzeitig und kontrolliert ablaufen
- Gemeinsame Datenverwaltung
- Steuerung und Kontrolle der Modelle und automatische (Re-)Aktionen durch Event-Handler
- Einfache Implementierung neuer Modellalgorithmen (nur Algorithmus notwendig, Graphical User Interfaces (GUIs) sollen hauptsächlich von der Plattform zur Verfügung gestellt werden)
- Erweiterbarkeit (Modulare Architektur mit Plugin-Schnittstelle)
- Unabhängigkeit der Plattform von speziellen Modellalgorithmen

Es bestand von Anfang an das Ziel, eine Plattform zu schaffen, die nicht nur für Landnutzungsmodelle, sondern auch für andere Modellierungsprobleme, wie z.B. ökonomische Simulationen, geeignet sein soll. Im Folgenden sollen die wesentlichen Komponenten, mit denen die Anforderungen umgesetzt wurden, beschrieben werden. Für ausführlichere Details siehe [Schmitz \(2005\)](#).

4.2.1 Generelle Architektur

Die XULU-Plattform ist eine eigenständige Applikation, die unabhängig von einem implementierten Modell lauffähig ist. Als Programmiersprache wurde Java gewählt, um auf der einen Seite die Vorteile objektorientierter Programmierung¹¹ zu nutzen und um auf der anderen Seite auf schon vorhandene Klassenbibliotheken zugreifen zu können. Auch die Plattformunabhängigkeit ist ein Vorteil. Gerade räumlich explizite Landnutzungsmodelle arbeiten mit komplexen Datenstrukturen (Raster- und Vektordaten), die nicht einfach zu implementieren sind. Große Teile der Datenimportfunktionen und der Visualisierung beruhen auf der freien GeoTools-Bibliothek¹², die ein umfangreiches Set an Java-Klassen zur Bearbeitung von Geodaten zur Verfügung stellt.

XULU ist strikt modular aufgebaut, was eine ausgeklügelte und weitsichtige Definition der Schnittstellen erfordert. Dies hat den Vorteil, dass Erweiterungen und/oder Anpassungen erheblich erleichtert werden, da einzelne Komponenten unabhängig voneinander verändert werden können. So kann z. B. eine neue Visualisierung eingebaut werden, ohne dass andere Module davon betroffen sind. Um eine größtmögliche Flexibilität zu gewährleisten, stellt die Plattform vielfältige Verwaltungs- und Steuerungsfunktionen für die einzelnen Komponenten bereit. Spezielle Funktionen und Methoden werden dann über eine Plugin-Schnittstelle hinzugeladen. Dies gilt genauso für die Modelle selber, die als Plugin eingebunden werden. So wird eine strikte Trennung zwischen Modellsemantik (der Modellalgorithmik) und Datenverwaltung erreicht, was die Implementierung von neuen Modellen erheblich erleichtert. Eine Übersicht über den generellen Aufbau der Modellierungsplattform ist in [Abbildung 4.3](#) gegeben.

Eine sogenannte „Registry“ verwaltet die verfügbaren Plugins und überprüft diese auf Schnittstellenkonsistenz. Mit einer einfach aufgebauten ASCII-Steuerdatei kann beim Start von XULU angegeben werden, welche Module bzw. Plugins geladen werden. Dabei können auch mehrere Plugins für die gleiche Aufgabe geladen werden und der Anwender entscheidet zur Laufzeit, mit welchen Plugins eine bestimmte Aufgabe bearbeitet werden soll.

¹¹ Hier sind im Wesentlichen die Möglichkeiten der Vererbung, dynamisches Binden und Modularität zu nennen.

¹² www.geotools.org

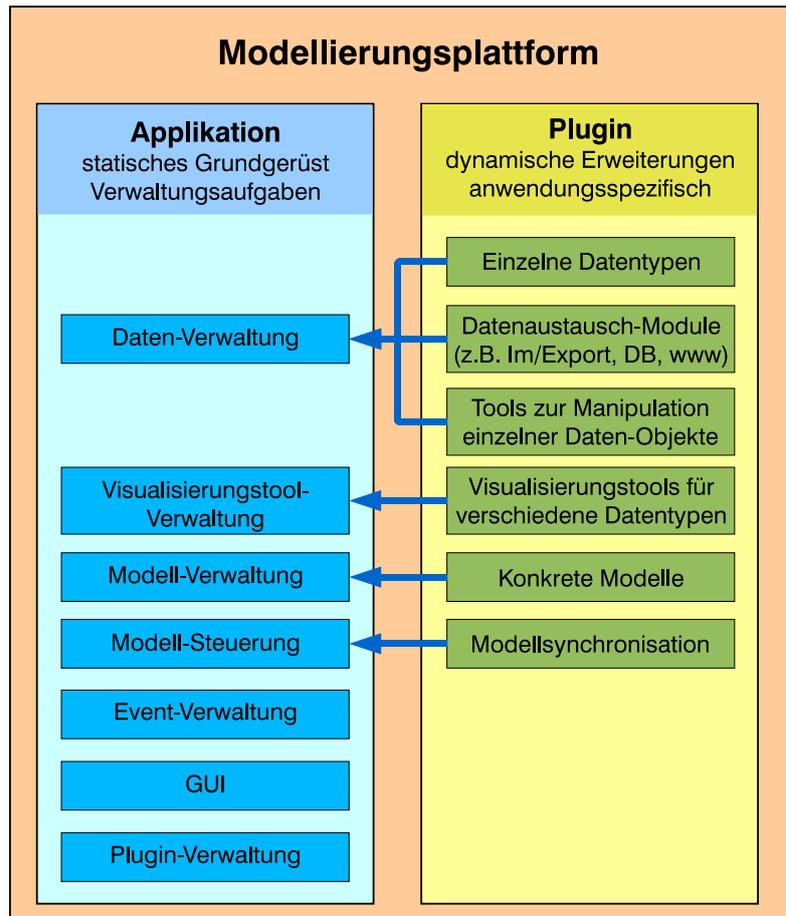


Abbildung 4.3: Übersicht über die XULU-Modellierungsumgebung. Trennung in Applikation, die Verwaltungsaufgaben übernimmt, und Plugins, mit denen weitere Funktionen hinzugefügt werden können. Quelle: Schmitz (2005)

4.2.2 Datenpool

Da XULU die Datenverwaltung vereinfachen soll, wurde mit dem Datenpool ein zentrales Modul zur Datenhaltung erstellt. Alle Modelle und Visualisierungen greifen auf den Datenpool zurück, wenn sie bestimmte Daten benötigen. Über den Datenpool werden also alle erforderlichen Daten anderen Komponenten zur Verfügung gestellt. Der Datenpool erlaubt dem Benutzer bei einfachen Datentypen direkt deren Ansicht und Veränderung, bei komplexeren Datentypen werden relevante Metainformationen angezeigt. Der Datenpool stellt folgende Schnittstellen zur Verfügung, um auf Daten zuzugreifen:

- Im- und Export von Daten
- Erzeugen von (leeren) Objekten
- Datenbankanbindung (noch nicht implementiert)
- Zugriff auf Daten über das Internet per WFS/WCS (noch nicht implementiert)

Der eigentliche Zugriff auf die Daten und deren (Java-)interne Repräsentation (Datenorganisation) wird von speziellen Plugins („Factories“) übernommen, so dass neue Datentypen oder eine andere Datenorganisation realisiert werden kann, ohne dass die gesamte Plattform oder die Modelle programmtechnisch verändert werden müssen. Es bestehen bisher beispielsweise zwei verschiedene Factories, mit denen ArcGRID-Daten im ASCII-Format importiert werden können. Mit einer Factory werden die Daten direkt in den Speicher geladen, mit einer anderen Factory werden nur die Meta-Daten in den Datenpool geladen. Die eigentlichen Daten werden erst von der Festplatte gelesen, wenn sie benötigt werden und das Modell das erste Mal darauf zugreift. Dies kann bei vielen großen Datensätzen die Initialisierung eines Modells erheblich beschleunigen. Neben standardisierten (Geo-)Daten können auch eigene Datentypen definiert werden. Für die CLUE-S-Implementierung wurde z. B. ein dynamisches XULU-Objekt erstellt, mit dem aus einer ASCII-Datei sämtliche Steuerungsparameter für das Modell eingeladen werden können. Im Gegensatz zur bestehenden CLUE-S-Anwendung werden damit alle Steuerungsparameter zentral in einem Objekt verwaltet.

4.2.3 Modellimplementierung

Ein Modell wird, wie oben beschrieben, als Plugin realisiert. Dabei besteht eine strikte Trennung zwischen Modellimplementierung und Plattform (Abbildung 4.4). Ein Modell kann dabei nicht beliebig auf den Datenpool zugreifen, sondern es muss der Plattform mitteilen, welche Daten es für einen Modelllauf benötigt (sog. Ressourcen). Diesen Ressourcen ordnet der Anwender individuell Datenobjekten aus dem Datenpool zu, so dass ein Wechsel zwischen unterschiedlichen Modell-Szenarien oder Konfigurationen ohne großen Aufwand vorgenommen können. Das GUI für die Ressourcen-Zuteilung und die Modellsteuerung werden von XULU automatisch bereitgestellt und stellt keinen Bestandteil einer Modellimplementierung dar.

Damit kann nun ein Modell durch die reine Programmierung der Modellalgorithmik implementiert werden. Die gesamte Datenverwaltung, Modellverwaltung und Modellsteuerung wird

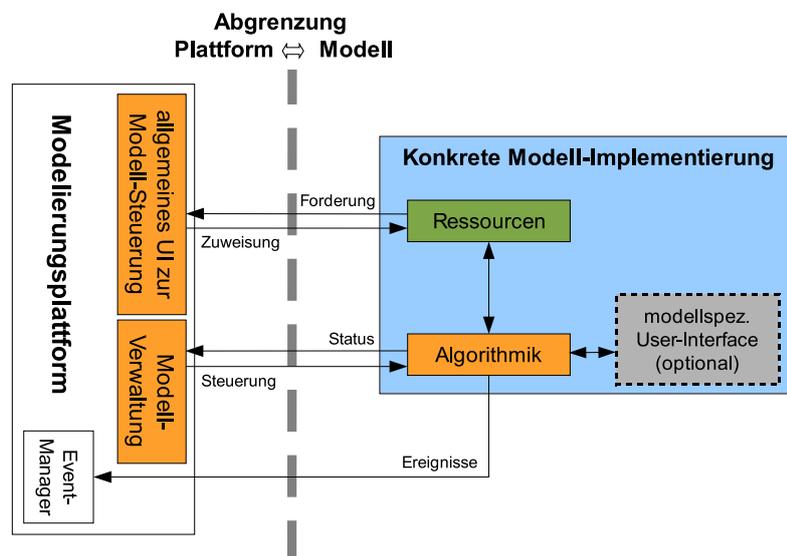


Abbildung 4.4: Trennung zwischen der XULU-Modellierungsumgebung und einer bestimmten Modell-Implementierung. Quelle: Schmitz (2005)

von der XULU-Plattform bereitgestellt. Um jedoch während eines Modelllaufes dem Anwender wichtige Informationen zu übermitteln, können zusätzliche GUIs in das Modellplugin eingebaut werden. Im Fall der CLUE-S-Implementierung wurde ein neues Statusfenster entworfen, das dem Anwender während der Iterationen (siehe Kapitel 4.1.3) die aktuellen Abweichungen der einzelnen Landnutzungstypen vom Bedarf anzeigt. Durch zwei Schieberegler können zur Laufzeit die Schwellenwerte der Bedarfsabweichung geändert werden, eine in der originalen CLUE-S-Applikation nicht mögliche Interaktion mit dem Modell.

In der Praxis werden also die Modell-Daten und Steuerungsparameter in den Datenpool geladen. Nachdem eine neue Modell-Instanz aufgerufen wurde, werden die erforderlichen Modell-Ressourcen mit Daten aus dem Datenpool versehen (Modell-Daten-Zuordnung). Die Ergebnisse des Modells werden wiederum in (leere) Daten-Objekte in den Datenpool zurückgeschrieben. Zu jedem Zeitpunkt lassen sich die Daten im Datenpool über verfügbare Visualisierungstools darstellen. Eine Übersicht des beschriebenen Datenflusses gibt Abbildung 4.5.

4.2.4 Event-Manager

Über einen Event-Manager können Ereignisse überwacht und bestimmte Aktionen ausgelöst werden. Ereignisse sind dabei nicht nur Zustandsänderungen während eines Modelllaufes, sondern auch Änderungen einzelner Objekte (Datenobjekte oder Komponenten) in XULU. Damit werden an einer zentralen Stelle Informationen während der Laufzeit der Applikation gesammelt und entsprechend den Vorgaben weitergereicht. Es besteht sogar die Möglichkeit, über ein GUI bestimmte Aktionen für Ereignisse zu definieren, z. B. die automatische Aktualisierung der Datenvisualisierung bei Beenden eines Modellschrittes.

4.2.5 Visualisierung

Neben der Datenverwaltung ist die Visualisierung der Daten eine wesentliche Komponente sowohl für den Anwender als auch für den Modellentwickler. Basierend auf der freien GeoTools-Bibliothek wurde eine einfache Visualisierungskomponente für Geodaten erstellt. Damit ist es möglich, auf einfache Weise Raster- und Vektordaten, die im Datenpool vorhanden sind, anzuzeigen. Auch die Visualisierungskomponente wird als Modul über die Registry beim Start der Applikation eingebunden. Dadurch können auch mehrere und unterschiedliche Visualisierungskomponenten eingeladen werden und je nach Bedarf eine bestimmte Komponente für bestimmte Daten ausgewählt werden. Wie bei den Modellen werden die Visualisierungstools in XULU von einem Visualisierungs-Manager verwaltet.

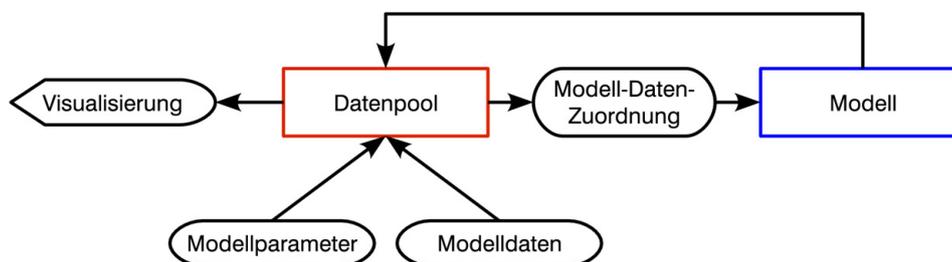


Abbildung 4.5: Der Datenpool als zentrale Datenverwaltungsstelle

Mit der Visualisierung ist es nun sehr einfach möglich, sowohl die Daten selbst als auch die Modellergebnisse direkt ohne Export in eine andere Applikation (z. B. ein GIS) darzustellen. Durch das Öffnen mehrerer Visualisierungen können verschiedene Ergebnisse vergleichend betrachtet werden. Auch Zwischenergebnisse, wie z. B. Wahrscheinlichkeitskarten, können dargestellt werden.

4.2.6 Skript-Interpreter

Sowohl bei der Parametrisierung eines konkreten Modells als auch bei der Modellentwicklung müssen einfache Aufgaben, wie z. B. der Import von Daten, sehr häufig durchgeführt werden. Wenn ein Modell sehr viele Daten benötigt, kann dies einen erheblichen Zeitfaktor darstellen. Daher wurde zur Vereinfachung von wiederkehrenden Aufgaben ein XULU-Skript-Interpreter entwickelt, mit dem beliebig viele Datenpool-Befehle in Form eines Makros aus einer Datei gelesen und automatisiert ausgeführt werden können. Bisher wurden Skripte für zwei Aufgabenbereiche erstellt: Mit einem Skrip-Interpreter für den Datenpool können Daten importiert oder neu erzeugt werden (basierend auf bestehenden oder bekannten Strukturen). Ein zweiter Skript-Interpreter kann die Zuordnung von Objekten im Datenpool zu Modellressourcen automatisieren.

Ein Skript ist eine einfach aufgebaute ASCII-Datei, mit der mit wenigen Befehlen eine Aktion in XULU veranlasst werden kann. Mit dem Skript-Interpreter wird ein mächtiges und benutzerfreundliches Werkzeug bereitgestellt, mit dem viele Routineaufgaben automatisch abgewickelt werden können. In der vorliegenden Parametrisierung (s. u.) des CLUE-S-Modellkonzeptes werden bis zu 16 erklärende Variablen eingesetzt. Mit Hilfe der Skripte können diese Daten sehr schnell in das Modell eingebunden werden, wobei der Speicherort der Daten für XULU irrelevant ist.

4.3 Parametrisierung des Modells

In diesem Abschnitt soll die gesamte Datenverarbeitung zur Parametrisierung des Modells beschrieben werden. Auf der einen Seite wird das Preprocessing der Daten zur Berechnung der Wahrscheinlichkeitskarten ausgeführt, auf der anderen Seite wird aber auch die Ableitung der anderen, nicht-räumlichen Modellparameter begründet. Das CLUE-S-Modellkonzept erfordert keine Parametrisierung wie bei physikalisch basierten Modellen, bei denen die Variablen an Messergebnisse angepasst werden, sondern es werden bestimmte Werte/Parameter mit dem vorgegebenen „Methoden-Pool“ neu berechnet (z. B. die Wahrscheinlichkeitskarten, die für jede Modellanwendung neu berechnet werden müssen).

Die Berechnung der Wahrscheinlichkeitskarten mittels logistischer Regression basiert auf der Voraussetzung, dass sowohl die abhängige Variable *Landnutzung* als auch die erklärenden Variablen in der gleichen räumlichen Repräsentation vorliegen. Das heißt, dass alle erklärenden Faktoren dieselbe Pixelgröße und gleiche Anzahl an Pixeln aufweisen müssen. Erst dann kann eine statistische Beziehung zwischen den Mustern der Landnutzung und den erklärenden Variablen aufgebaut werden.

Die Regionalisierung des Landnutzungsmodells kann aus folgenden Gründen nicht mit der räumlichen Auflösung der originären, aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Landnutzungs-klassifikation erfolgen: Zum einen ist die Datenmenge mit ca. 7000×8000 Pixeln (= 56 Mio. Pixel) pro Datensatz viel zu groß für eine dynamische Modellierung mit dem gewählten Modellansatz, der je nach Antriebsfaktoren bis zu 16 Datensätze benötigt (mit den vorliegenden Daten). Zum an-

deren ist der Detailgrad der Auflösung, bei der einzelne Feldflächen abgebildet werden, zu hoch, als dass dafür entsprechende erklärende Variablen in ausreichender Auflösung zu beschaffen wären. Dieser Aspekt stellt ein besonderes Problem für die Landnutzungsmodellierung dar, das im Folgenden anhand von konkreten Beispielen deutlicher wird. Voruntersuchungen haben gezeigt, dass mit einer Auflösung von 250 m × 250 m eine ausreichende räumliche Genauigkeit darstellbar ist, um das Muster der Landnutzungsverteilung darzustellen. Ziel der Implementierung des Landnutzungsmodells ist nicht die Simulation der Landnutzungsveränderung auf Feldebene, sondern die Simulation der Veränderung der generellen Muster der Landnutzung im Untersuchungsraum. Für die Regionalisierung des Landnutzungsmodells werden alle Daten auf dieser Rastergröße berechnet.

Die Datenverarbeitung erfolgte mit mehreren Softwarepaketen. Mit ArcGIS® von ESRI wurden die diversen räumlichen Datensätze der erklärenden Faktoren berechnet bzw. erzeugt. Die statistische Analyse erfolgte mit der Software R (R Development Core Team, 2007), ebenso die Darstellung der Ergebnisse. Abbildung 4.6 zeigt in einer Übersicht die Verarbeitung der Geodaten mit R.

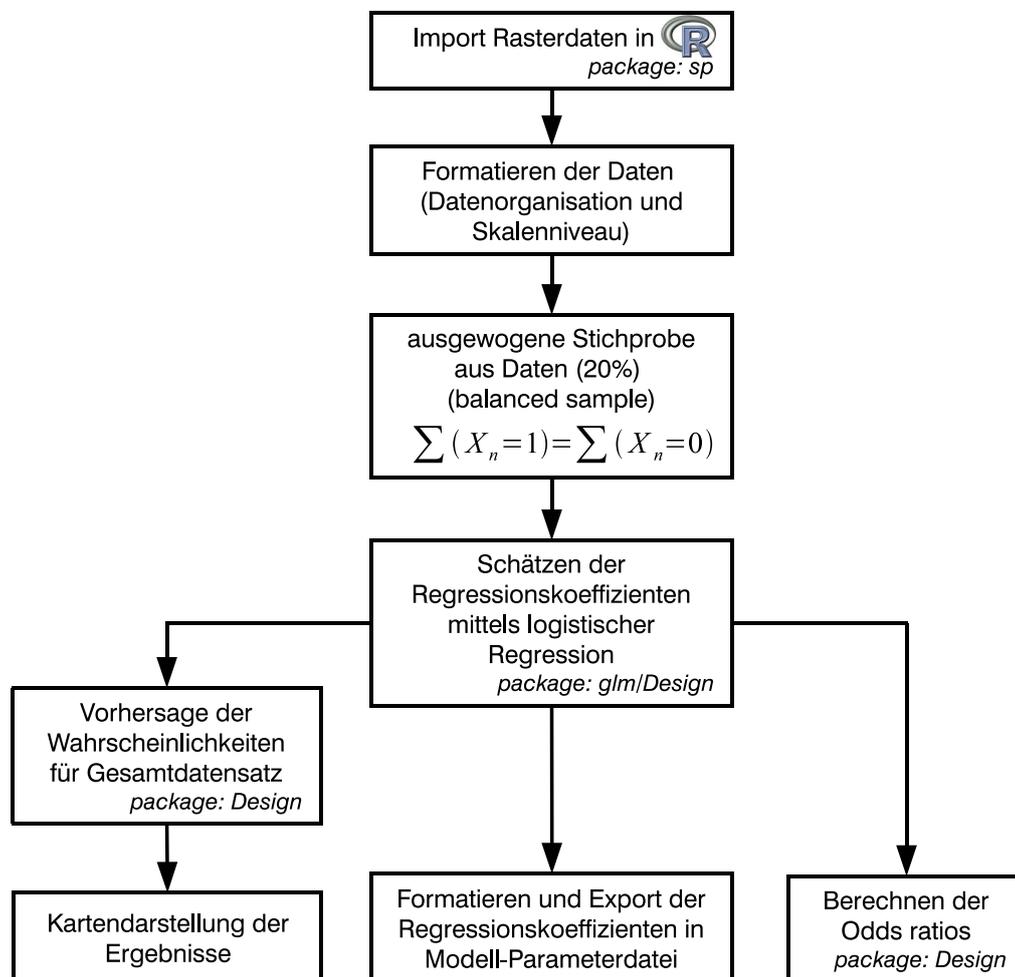


Abbildung 4.6: Verarbeitung der Geodaten mit R

4.3.1 Landnutzung/Landbedeckung im Modell

Die für Zentralbenin erstellten Landnutzungsdaten (Kapitel 3.3) wurden nach dem IMPETUS-Klassifikationsschema klassifiziert und weisen daher zwölf Klassen auf. Mit dem CLUE-S-Modellansatz müssen für jeden Landnutzungstyp relevante erklärende Variablen gefunden und ein Bedarf für Szenarienrechnungen geschätzt werden. Da dies für einige der Klassen in dem erforderlichen Detailgrad nicht möglich ist, wurden die Landnutzungsklassen zu vier für die Modellierung relevanten Klassen zusammengefasst. Diese thematische Aggregation orientiert sich an der Relevanz der beobachteten Landnutzungsveränderungen im Untersuchungsgebiet (Kapitel 3.5). Die wichtigen Klassen *Siedlung* und *Landwirtschaft* wurden unverändert beibehalten, die restlichen Klassen wurden in eine Klasse *Wald und dichte Savanne*¹³ (entspricht Forêt dense, Forêt claire und Savane boisée) und eine Klasse *Savanne* (alle anderen Savannenformationen) zusammengefasst. Es wird angenommen, dass diese vier Landnutzungskategorien ausreichen, um bei einer räumlichen Auflösung von 250 m die beobachteten Landnutzungsveränderungen im Modell abzubilden. Die Reduktion auf zwei Vegetationsklassen wird damit begründet, dass es im Wesentlichen zwei für die landwirtschaftliche Produktion wichtige Vegetationsformationen gibt, die eng mit der Bodengüte gekoppelt sind: Zum einen sind dies die jungen bis mittelalten Brachefflächen, die durch verschiedene Busch- und Baumsavannen charakterisiert sind (siehe Kapitel 3.2.1) und deren Bodenfruchtbarkeit durch die vorherige Nutzung vergleichsweise niedrig ist. Auf der anderen Seite weisen Standorte mit mittlerem bis dichtem Baumbewuchs auf eine langjährige Regeneration des Bodens und damit auf eine potentiell gute Bodenfruchtbarkeit hin, da es sich hier entweder um quasi-natürliche Flächen handelt oder um langjährige Brachen, die seit mehr als 10 Jahren nicht mehr genutzt wurden (vgl. Mulindabigwi, 2006). Solche Waldsavannen und lichte Wälder werden generell als Standorte guter Bodenfruchtbarkeit eingeordnet und sind daher für landwirtschaftliche Nutzung interessant. Sonderstandorte, wie Wasserflächen oder Inselberge, fallen flächenmäßig nicht ins Gewicht und werden der Savannenklasse zugeordnet.

Die räumliche Aggregation oder Generalisierung der Landnutzungsdaten von 28,5 m × 28,5 m auf 250 m × 250 m erfolgte durch ein benutzergesteuertes Aggregierungsverfahren. Generell werden bei der Generalisierung von Rasterdaten mehrere Zellen des hochaufgelösten Datensatzes (input) zu einer Zelle des niedrig aufgelösten Datensatzes (output) zusammengefasst. Üblicherweise wird dabei ein logisches Verfahren eingesetzt, hauptsächlich *nearest neighbour* resampling oder *majority-rule*-Filter (He et al., 2002). Beim *nearest neighbour* resampling wird der Zellenwert des Inputrasters, der dem Mittelpunkt der Outputzelle am nächsten liegt, als Wert der Outputzelle verwendet. Bei großen Unterschieden der Rasterzellen ergeben sich dadurch beträchtliche Ungenauigkeiten, da hier eine Stichprobe mit gleichem räumlichen Abstand genommen wird. Damit sind das räumliche Muster und die Flächensummen der Klassen des Outputrasters abhängig von der Lage des neuen Rasters. Trotz dieser Unzulänglichkeiten wird dieses Verfahren zur Aggregation eingesetzt (Braumoh, 2003). Auch die Aggregation mittels *majority rule* findet häufig Verwendung, obwohl auch damit bei zunehmendem Unterschied der Zellgrößen von In- und Outputraster erhebliche Verzerrungen erzeugt werden (Turner et al., 1989; He et al., 2002). Hier sind zwei typische Effekte zu nennen: Zum einen werden dominante Klassen noch häufiger (in Form von Flächenanteilen) und kleine Klassen verschwinden zunehmend, zum anderen ist die Zu- oder Abnahme einer Klasse bei der Aggregation direkt abhängig von ihrer räumlichen Verteilung. Sind Klassen mit wenig Vorkommen zusätzlich dispers verteilt (kommen also nicht in größeren Flächen zusammenhängend vor), so kann diese Klasse im Outputraster sehr schnell verschwinden (Turner et al., 1989). Ein generelles Problem der räumlichen Datenaggregation ist die Verände-

¹³ Im Folgenden auch nur als *Wald* bezeichnet

rung der Flächensumme einzelner Klassen. He et al. (2002) haben ein Verfahren vorgeschlagen, das durch eine stochastische Methode den Flächenanteil der Klassen im Output-Datensatz weitgehend erhalten kann. Jedoch nimmt, im Vergleich zur *majority rule*, der Aggregierungswert aller Klassen ab (Aggregation Index, siehe He et al. (2002)), d.h. zusammenhängende Flächen werden zunehmend in einzelne Flächen aufgelöst.

Die Generalisierung der Landnutzungsdaten für die Modellierung soll jedoch so erfolgen, dass das generelle Muster der Landnutzung erhalten bleibt. Gerade die landwirtschaftlichen Flächen sind z. T. sehr klein (vgl. Abbildung 3.9), und würden mit beiden oben beschriebenen Methoden weiter disaggregiert. Darüber hinaus sind auch kleine Flächen für die Modellierung relevant und sollten nicht durch die Generalisierung verloren gehen. Besonders zu nennen sind hier kleine landwirtschaftliche Flächen in den Expansionszonen oder kleinere Siedlungen. Aus diesen Gründen wurde folgendes Verfahren entwickelt, um generalisierte Landnutzungsdaten mit 250 m×250 m Rastergröße zu erhalten: Zunächst wird ein Raster mit der neuen Zellgröße generiert, mit eindeutigen Zellwerten je Zelle. Dieses Raster dient als Zonenraster, das über den Ausgangsdatsatz gelegt wird. Jeder Zone muss eine bestimmte (dominierende) Landnutzungs-klasse zugewiesen werden. Hierfür werden die Flächenanteile jeder Landnutzung für jede Zone berechnet und dann nach einem Schlüssel eine bestimmte Klasse dem endgültigen Outputraster zugewiesen. Dabei ist die Reihenfolge wichtig, um unterrepräsentierte, aber wichtige Klassen hervorzuheben. Dies gilt v. a. für den Landnutzungstyp *Siedlung*, da der Großteil der Siedlungs-pixel in Form kleiner Cluster (kleine Dörfer) vorliegt. Der Schlüssel bzw. Schwellenwert und die Reihenfolge, wann welche Landnutzungs-klasse dem Outputraster zugewiesen wird, ist aus Tabelle 4.2 ersichtlich. Die Werte wurden so ermittelt, dass eine (visuell) relativ gute Wiedergabe der Muster erfolgte, ohne eine zu starke Über- oder Unterbetonung einzelner Klassen.

Für jede Rasterzelle in dem 250 m-Raster werden die Bedingungen aus Tabelle 4.2 in der dortigen Reihenfolge abgefragt und der Landnutzungs-klasse zugewiesen, für die die erste Bedingung erfüllt ist. Wenn in einer Zone also 30 % Siedlung berechnet wurden, wird dieser Zone die Klasse *Siedlung* zugewiesen, egal wie hoch der Flächenanteil der anderen Landnutzungs-klassen ist.

Mit dieser Methode werden für die Klassen *Siedlung* und *Landwirtschaft* deutlich mehr Pixel in das neue 250 m-Raster übernommen als durch das *majority-rule*-Verfahren. Wenn man die Flächenanteile der Originaldaten und der generalisierten Daten vergleicht, ergeben sich einige Unterschiede. Die Siedlungsflächen betragen im neuen Raster nur noch ca. ein Hundertstel der ursprünglichen Fläche. Dies ist, wie schon angedeutet, auf die Vielzahl an kleinen Dörfern zurückzuführen, die im neuen Raster nicht mehr auftauchen. Die größeren Siedlungen werden von der Form jedoch gut wiedergegeben. Im Gegensatz dazu werden die landwirtschaftlichen Flächen um den Faktor 1,8 vergrößert, da bei $\geq 20\%$ landwirtschaftlicher Fläche in einer Zone diese als landwirtschaftlich genutzt angesehen wird. Der Schwellenwert wurde so gewählt, damit auch

Tabelle 4.2: Generalisierung der Landnutzung auf 250m Raster

Zugewiesene Landnutzung im 250 m-Raster	wenn Flächenanteil in 250 m ² Zone
Siedlung	$\geq 25\%$
Landwirtschaft	$\geq 20\%$
Wald	$\geq 55\%$
Savanne	$\geq 0\%$

die kleinen landwirtschaftlichen Felder der Expansionszonen an der Grenze zu nicht besiedeltem Land in dem 250 m-Raster abgebildet werden. Das bedeutet jedoch, dass in dieser Zone auch andere Klassen vorkommen, hauptsächlich *Savanne*. Ein Pixel der Klasse *Landwirtschaft* besteht also nicht mehr wie im Originaldatensatz aus reinen Feldflächen, sondern auch aus Savanne. Dies führt jedoch zu keiner problematischen Interpretation der Klasse, da im Untersuchungsgebiet in den seltensten Fällen großflächige zusammenhängende Ackerflächen vorkommen, sondern immer mit Savannenflächen (zum großen Teil Brachflächen) gemischt sind. Solche Flächen können trotzdem als landwirtschaftlich genutzt angesehen werden. Eine räumliche Generalisierung geht also einher mit einer Redefinition der Klassengrenzen (Aplin, 2006).

Die Landnutzungsdaten von 1991 werden entsprechend aggregiert. Die vorkommenden Brandflächen, die Teile von Savannen und Wäldern betreffen, werden durch die Aggregation größtenteils herausgefiltert. Die Restflächen, die nach der Aggregation übrig bleiben, können über ein *moving window* (11×11 Pixel) mit *majority-rule* durch die Landnutzung der benachbarten Zelle ersetzt werden. Durch die Interpolation ergeben sich natürlich Ungenauigkeiten, die jedoch nicht zu vermeiden sind.

4.3.2 Antriebskräfte im Raum – erklärende Variablen

Zur Erklärung und statistischen Modellierung der räumlichen Muster der Landnutzung/Landnutzungsänderung werden entsprechende erklärende Variablen benötigt. Viele der in der Literatur beschriebenen (sozioökonomischen) Faktoren (vgl. Geist et al., 2006) beeinflussen die Landnutzung nicht direkt sondern wirken als sog. *mediating factors* (vgl. Kapitel 2.1). Faktoren wie z.B. Kredit- und Subventionsangebote, politische Rahmenbedingungen, Angebot und Nachfrage unterschiedlicher Reichweite oder Kultur/Religion wirken eher diffus und führen je nach Rahmenbedingungen zu unterschiedlichen Entscheidungen der Landbearbeiter (engl.: *land manager*) bezüglich der Landnutzung. Die Auswahl der erklärenden Faktoren, die in das Modell einfließen sollen, richtet sich deshalb nach den folgenden zwei Kriterien:

1. Welche Faktoren sind relevante Antriebskräfte der Landnutzungsmuster?
2. Datenverfügbarkeit und Umsetzbarkeit in ein Rasterformat

Zu Punkt eins wurden aus der Literatur die wichtigsten Faktoren verglichen. Eine umfassende Übersicht und Diskussion der relevanten Faktoren findet sich in Meyer & Turner II (1994); Briassoulis (2000); Lambin et al. (2001); Lambin et al. (2003) und Geist et al. (2006). Aus der großen Menge der als wichtig erachteten Faktoren wurden dann die raumwirksamen und für das Untersuchungsgebiet vorhandenen Daten zusammengestellt, die in Tabelle 4.3 aufgelistet sind. Die Diskussion und Begründung der Faktoren findet sich in den folgenden Unterkapiteln.

In den meisten Fällen ist es nicht ein Faktor alleine, der die Landnutzung bzw. die Landnutzungsänderung bestimmt, sondern eine Kombination aus mehreren Faktoren (Lambin et al., 2001). Eine multifaktorielle Analyse und Erklärung der Landnutzung/Landnutzungsänderung ist also ein Ziel der Untersuchung.

4.3.2.1 Naturräumliche Faktoren

Boden Ein für die landwirtschaftliche Produktion wichtiger Faktor ist die Güte oder Fruchtbarkeit des Bodens. Hierfür wurden die Bodentypen aus der digitalisierten Bodenkarte von Benin

1:200 000 (Faure, 1977; Dubroeuq, 1977) zu Eignungsklassen für die landwirtschaftliche Produktion zusammengefasst¹⁴. Es wurden fünf Klassen von „nicht geeignet“ bis „sehr gut geeignet“ festgelegt, die die relative lokale Bodeneignung darstellen. Allerdings enthält die Bodenkarte keine Informationen über die für die Landwirtschaft sehr wichtigen Eigenschaften des Oberbodens (z. B. sandiger *Hillwash*), so dass die tatsächliche Eignung der Böden durch diese Datengrundlage eventuell nicht adäquat wiedergegeben wird. Da die Bodenkarte nur kleinmaßstäbig vorliegt, muss schon an dieser Stelle die Frage aufgeworfen werden, ob der Detailgrad und die vorliegenden Bodenklassen als erklärende Variablen ausreichen.

Relief Obwohl das Relief im Untersuchungsgebiet keine deutlich ausgeprägten Höhenunterschiede aufweist, so zeigen sich doch erhebliche Unterschiede in den Bodenparametern (hauptsächlich Bodenart und -mächtigkeit) und der Wasserverfügbarkeit (Junge, 2004; Giertz, 2004). Das Relief bzw. unterschiedliche Reliefeinheiten können als Summenparameter für diese ökologischen Parameter verwendet werden. Um neben der Bodenkarte solche detaillierten Unterschiede in die Untersuchung einfließen zu lassen, wurden Reliefdaten aus einem digitalen Höhenmodell generiert. Hierbei wurde das gleiche Verfahren angewendet wie in Kapitel 3.3.4 beschrieben. Die Reliefklassen wurden dann von der ursprünglichen 91 m × 91 m Pixelgröße per nearest neighbour resampling auf 250 m × 250 m Rastergröße gebracht.

4.3.2.2 Bevölkerung

Der Faktor *Bevölkerung* hat in Bezug auf die Landnutzung bzw. Landnutzungsänderung eine sehr hohe Bedeutung, da letztendlich jede Landnutzung von Menschen verursacht ist. Die Beziehungsfunktion *Bevölkerung* ↔ *Landnutzung* ist im Detail jedoch mit sehr vielen Unbekannten belegt, denn es ist im Einzelnen nicht klar, wer genau für welche Landnutzung verantwortlich ist. Dies ist v. a. dann problematisch, wenn die Gesamtbevölkerung eines Untersuchungsgebietes sehr ausdifferenzierte ökonomische Aktivitäten verfolgt. Der Bevölkerungsanteil, der im industriellen Gewerbe beschäftigt ist, hat wenig Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung. Zusätzlich besteht häufig das Problem, dass statistische Daten auf höherer administrativer Ebene aggregiert sind, was zu erheblichen Interpretationsproblemen führen kann (siehe Kapitel 2.2.1 sowie Wu & Qi (2000) und Marceau (1999)).

Daten zur Bevölkerung wurden aus dem nationalen Zensus entnommen (INSAE, 1995; INSAE, 2003c). Die Daten liegen in hoher Auflösung auf Dorfebene bzw. Quartiersebene in Form einer Datenbank vor. Zusätzlich sind die räumlichen Koordinaten dieser Zählseinheiten bekannt, so dass ein sehr detailliertes räumliches Bild der Bevölkerungsverteilung gezeichnet werden kann. Damit ist auch das oben angesprochene Problem der Datenaggregation vergleichsweise klein. Generell müssen zwei methodische Schritte beachtet werden, um Bevölkerungsdaten in das Modell integrieren zu können. Zum einen muss der für die Landnutzung relevante Teil der Bevölkerung herausgefiltert werden und zum anderen müssen die statistischen Daten in eine räumliche Repräsentation gebracht werden.

Im Untersuchungsgebiet ist der größte Teil der Bevölkerung landwirtschaftlich tätig (vgl. Kapitel 3.2). Industrielle Produktion ist bis auf die zu vernachlässigende Baumwollaufbereitung nicht vorhanden. Die städtische Bevölkerung beschränkt sich im Wesentlichen auf die zwei größeren Städte Parakou und Djougou sowie die zwei Kleinstädte Bassila und N'Dali, wobei Parakou gerade außerhalb des HVO liegt.

¹⁴ Die Aggregation der Bodentypen wurden freundlicherweise von C. Hiepe zur Verfügung gestellt

Tabelle 4.3: Übersicht der verwendeten erklärenden Variablen im Modell

Erklärende Variable	Beschreibung	Einheit (Skalierung)	Werte
POPDENS	Bevölkerungsdichte der ländlichen Bevölkerung mit 20 km Kernel-Radius	E/km^2 (metrisch)	Min: 0 Max: 80
DISTROAD1991	Abstand zur Straße im Jahr 1991	Meter (metrisch)	Min: 0 Max: 23 017
DISTROAD1997	Abstand zur Straße im Jahr 1997	Meter (metrisch)	Min: 0 Max: 23 017
DISTVILL	Entfernung zum nächsten Dorf	Meter (metrisch)	Min: 0 Max: 27 115
DISTMAINCITY	Entfernung zur nächsten Siedlung >5000 Einwohner (über Straßen gewichtete Entfernung)	pseudo-Meter (metrisch)	Min: 0 Max: 161 703
FC	Fläche unter Schutzstatus (<i>Forêt Classée</i>)	Klassen (nominal)	1 = innerhalb Schutzwald 2 = außerhalb Schutzwald
SOIL	Bodeneignung für Landwirtschaft	Klassen (ordinal)	1 = nicht geeignet 2 = schlecht geeignet 3 = mäßig geeignet 4 = gut geeignet 5 = sehr gut geeignet
TPI	Reliefeinheiten	Klassen (nominal)	1 = Tal 2 = Hang 3 = Toplagen 4 = Inselberge
Zusätzliche Variablen für die Modelle zur Erklärung der Landnutzungsveränderung			
DISTAGR-AREA1991	Entfernung zu landwirtschaftlich genutzten Flächen 1991	Meter (metrisch)	Min: 0 Max: 23 000
DISTFOREST2000	Entfernung zu bewaldeten Flächen 2000	Meter (metrisch)	Min: 0 Max: 20 250
DISTROAD-FOREST2000	Entfernung von Straßen zu bewaldeten Flächen 2000	Meter (metrisch)	Min: 0 Max: 22 509

Da die Flächenveränderungen in der Landwirtschaft den größten Teil der Landnutzungsveränderungen ausmachen, wäre der Anteil der Bevölkerung, der aktiv in der Landwirtschaft tätig ist, ein viel genauerer Parameter in der Beziehungsfunktion Bevölkerung ↔ Landnutzung. Informationen zum landwirtschaftlich aktiven Teil der Bevölkerung sind auch in der Zensusdatenbank vorhanden. Da der Faktor *Bevölkerung* im Modell jedoch ein dynamischer Antriebsfaktor ist, müsste für jeden zukünftigen Modellschritt dieser Anteil bekannt sein. Zur genauen Bestimmung

müsste z.B. ein makroökonomisches Modell verwendet werden, das diese benötigte Information unter gegebenen Rahmenbedingungen berechnen kann. Dies stand allerdings nicht zur Verfügung. Da der Untersuchungsraum jedoch sehr ländlich geprägt ist, kann angenommen werden, dass die ländliche Bevölkerung eine Approximation der landwirtschaftlich aktiven Bevölkerung darstellt. Von INSAE wird eine Unterscheidung zwischen ländlicher Bevölkerung und städtischer Bevölkerung vorgenommen, die jedoch auf administrativen Kriterien beruht (INSAE, 2003b). Damit wird sämtliche Bevölkerung innerhalb eines Arrondissements als städtisch gezählt, auch wenn in dem Arrondissement tatsächlich nur eine Stadt existiert¹⁵. Um hier eine genauere Datengrundlage zu erhalten, wurden nur die Zählbezirke (Stadtviertel) als städtisch angenommen, die zu einem der Hauptorte der Gemeinden (Communes) gehören, da hier tatsächlich zentralörtliche Funktionen und andere Beschäftigungsverhältnisse herrschen.

Um Daten über die zukünftige Bevölkerung zu erhalten, wurden demographische Projektionen des Teilprojekts A5 des IMPETUS-Projektes verwendet¹⁶. Da das demographische Modell jedoch nur auf Departement-Ebene verlässliche Ergebnisse liefert, mussten die Bevölkerungsprojektionen von Departement-Ebene auf Dorfebene disaggregiert werden. Dies wurde durch eine Verteilung der Gesamtbevölkerung je nach Gewicht der Zählbezirke erreicht. Der Nachteil dieses Verfahrens ist die rein numerische Verteilung der Bevölkerung, die lokale Entwicklungen nicht berücksichtigt. Sie ist jedoch erheblich genauer, als wenn für jeden Zählbezirk basierend auf den beobachteten Wachstumsraten die Bevölkerung durch einfache Fortschreibung ermittelt würde, denn die lokale Bevölkerungsentwicklung unterliegt starken Schwankungen.

Die räumliche Verteilung der Bevölkerung ist durch die Koordinaten der Zählbezirke gegeben. Jedoch muss die Bevölkerungszahl für jede Rasterzelle der Landnutzungsdaten berechnet werden um das logistische Modell zu schätzen. Zur Verteilung der Bevölkerung im Raum kann die Bevölkerungsdichte mittels einer *Kernel-Funktion* interpoliert werden. Ein (kreisförmiger) Kernel läuft dabei über die Punktdaten und gibt die anteilige Bevölkerungszahl als Einwohner pro km² für jede Rasterzelle aus. Die Größe (Radius) des Kernels bestimmt die räumliche Entfernung, mit der die Bevölkerung um die jeweilige Punktkoordinate verteilt wird. Da es keine Richtwerte für die Kernel-Radien gibt, wurden verschiedene Dichtekarten mit mehreren unterschiedlichen Kernel-Radien erstellt, um eine optimale Dichteverteilung zu bestimmen. Aus der Geländekenntnis und anderen Arbeiten (Doevenspeck, 2005; Mulindabigwi, 2006; Orékan, 2007) kann der Aktivitätsradius der Bauern bis maximal 5 Kilometer im Umkreis des Wohnortes (Dorf) angenommen werden, da die Mobilität durch schlechte Verbindungswege und mangelnde Motorisierung begrenzt ist. Ein Kernel-Radius von 5 Kilometern würde also den tatsächlichen räumlichen Einfluss der Bevölkerung im Umkreis eines Dorfes widerspiegeln. Im Zensus wird jedoch nicht jedes Dorf als Zählbezirk aufgenommen, sondern kleine Dörfer und Weiler werden zum nächsten administrativen Haupt-Dorf hinzugerechnet. Solche kleinen Ortschaften können durchaus bis zu 20 Kilometer von dem erhobenen Dorf entfernt sein. Dadurch ergeben sich ganz andere Entfernungen bezüglich der Aktivität der gezählten Bevölkerung. Aus diesem Grund wurde die Bevölkerungsdichte mit einem Kernel-Radius von 20 Kilometern berechnet, womit auch die entlegenen Felder und damit die kleinen Ortschaften eine gewisse Bevölkerungsdichte aufweisen.

Durch den großen Kernel-Radius wird zwar ein sehr generalisiertes Bild der Bevölkerungsverteilung erstellt, das aber die allgemeine Verteilung gut wiedergibt. Basierend auf den Daten der Zensus von 1992 und 2002 wurde die jährliche Wachstumsrate berechnet, so dass die Bevöl-

¹⁵ Als Beispiel kann Bassila angeführt werden. Hier wird das gesamte Arrondissement als städtisch angenommen, obwohl innerhalb des Arrondissements mindestens neun rein ländliche Siedlungen mitgezählt werden.

¹⁶ Die Daten wurden freundlicherweise von M. Doevenspeck mit dem Modell *Spectrum DemProj* berechnet und von M. Heldmann und U. Singer aufbereitet.

kerungszahl für jedes Jahr abgeleitet werden konnte. Dabei wurde nur der Anteil der ländlichen Bevölkerung einbezogen.

4.3.2.3 Ökonomische Faktoren

Eine Vielzahl von ökonomischen und technologischen Faktoren beeinflusst die Landnutzung bzw. Landnutzungsänderungen. Da es sich in den meisten Fällen um aggregierte und diffus wirkende Faktoren handelt, besteht das Hauptproblem in der Umrechnung in einen räumlich expliziten Datensatz mit der gleichen Auflösung wie die Landnutzungsdaten. Zu vielen potentiellen Faktoren wie Arbeitsplätze, Marktpreise oder Einkommensunterschiede sind für das Untersuchungsgebiet keine Daten in der notwendigen räumlichen Auflösung vorhanden. Technologische Faktoren im eigentlichen Sinn, wie Anbaumethoden oder Zugang zu landwirtschaftlichen Produktionsgütern (ökonomisch und institutionell), unterscheiden sich nicht wesentlich im Untersuchungsgebiet und werden daher nicht als relevant angesehen, die Landnutzung bzw. Landnutzungsveränderungen zu erklären.

In ländlichen bzw. landwirtschaftlich dominierten Regionen spielen jedoch auch andere Faktoren eine wichtige Rolle, die z.T. ökonomische Faktoren ersetzen können. In mehreren Arbeiten zu Landnutzungsänderungen (v.a. zur Entwaldung in tropischen Regionen) werden verschiedene Distanzmaße als erklärende Faktoren eingesetzt (Chomitz & Gray, 1996; Angelsen & Kaimowitz, 1999; Mertens & Lambin, 2000; Laurance et al., 2001). Wenn die ökonomische Rentabilität der abhängigen Landnutzung in hohem Maße von Transportkosten, also Zugang zu Infrastruktureinrichtungen, gesteuert wird, kann allein der Abstand zur Straße einen hohen Teil der Landnutzung bzw. Landnutzungsveränderung erklären (siehe Angelsen & Kaimowitz, 1999). Als alleiniger Erklärungsfaktor (z. B. der tropischen Entwaldung im Amazonas) sind Abstandsmaße jedoch fragwürdig (Camara et al., 2005). Trotzdem wird gerade im Untersuchungsgebiet die Distanz zu Infrastruktureinrichtungen als wesentliche, teilweise erklärende Variable angesehen, da viele landwirtschaftliche Produkte für den Verkauf bestimmt sind und damit eine Straßenanbindung ein wichtiger ökonomischer Vorteil ist. Deshalb werden die folgenden Abstandsmaße in die Analyse einbezogen:

Abstand zur Straße Um den Abstand zu Straßen zu berechnen, wurden zunächst die Straßen und Pisten des Untersuchungsgebietes aus der Straßenkarte von Benin abdigitalisiert und durch Interpretation der vorhandenen Satellitenbilder (LANDSAT TM und ETM+) sowie GPS-Aufzeichnungen ergänzt. Dabei wurden nur die großen und ganzjährig befahrbaren Pisten berücksichtigt. Basierend auf diesen Daten wurde der Abstand von jeder Rasterzelle zur nächsten Straße/Piste als direkte Entfernung berechnet. Eine Unterscheidung in geteerte Straße und Piste wurde nicht vorgenommen, da bei Voruntersuchungen kein signifikanter Unterschied bezüglich der Auswirkung auf die Landnutzung festgestellt wurde. Allerdings wurde bei verschiedenen Geländearbeiten und bei der Interpretationen von Satellitenbildern festgestellt, dass auch kleine Pisten oder sogar Fußpfade als Kontakt zur nächstgrößeren Straße ausreichen. Da für das gesamte Untersuchungsgebiet jedoch keine ausreichenden Daten zur Verfügung stehen, konnten solche lokalen Effekte nicht berücksichtigt werden.

Für das dynamische Modell soll der Effekt neuer Straßen/Pisten einbezogen werden, da hierbei Konsequenzen auf die Landnutzung erwartet werden. Zur Simulation der Landnutzungsänderungen zwischen 1991 und 2000 wurden zwei unterschiedliche Datensätze erstellt, die die Straßen im Jahr 1991 darstellen, sowie die Erweiterung um eine Piste zwischen Ouberou und Bassila 1997.

Abstand zu Siedlungen Als Datengrundlage dienten die Koordinaten der Zählbezirke, die im Wesentlichen den Dörfern im Untersuchungsgebiet entsprechen. Auch hier wurde der Abstand zur nächsten Siedlung als direkte Entfernung berechnet.

Entfernung zu wichtigen Ortschaften Neben dem Abstand zur Straße und zu Siedlungen wird die Distanz zu wichtigen Orten als erklärender Faktor berechnet. Es ist anzunehmen, dass nicht nur die Nähe zu einer Straße als ökonomischer Vorteil gilt, sondern auch die Distanz zu größeren d.h. ökonomisch wichtigeren Orten, da hier größere Absatzmöglichkeiten für landwirtschaftliche Güter durch überregionale wöchentliche Märkte bestehen (vgl. Mertens & Lambin, 2000). Als wichtige Orte werden alle Ortschaften mit >5000 Einwohnern angenommen da sich hier mit hoher Wahrscheinlichkeit überregionale Märkte befinden. Die Distanz zu diesen Ortschaften wird als kostengewichtete Entfernung berechnet, wobei folgende synthetische Transportkosten angenommen werden: geteerte Straße (1), gute Piste (2), Piste in schlechtem Zustand (3) und keine vorhandene Straße (4). Eine Berechnung mit mittleren Geschwindigkeiten auf den unterschiedlichen Straßen würde die Teerstraßen und guten Pisten im Ergebnis stark gewichten. Damit bestünde eine hohe Korrelation mit der Variable *Abstand zu Straße*, weshalb die beschriebene Kategorisierung verwendet wird.

4.3.2.4 Institutionelle Faktoren

Bei institutionellen Faktoren handelt es sich in der Regel um Antriebskräfte, die sehr stark an die politischen Rahmenbedingungen bzw. an die geltende Gesetzeslage gekoppelt sind. Darunter fallen auch die Besitzrechtsverhältnisse und Zugangsregelungen zu bestimmten Ressourcen. Im Untersuchungsgebiet stellen die Schutzwälder (Forêt classées, vgl. Kapitel 3.2.3) solche Flächen mit eindeutigen Nutzungsregelungen dar und haben daher starke Auswirkungen auf die Landnutzung. Deshalb werden diese Flächen als binärer Faktor (1=Schutzwald, 0=andere Flächen) in die Analyse einbezogen.

4.3.2.5 Kulturelle Faktoren

Kulturelle Faktoren wie Werte, Religion oder bestimmte Verhaltensweisen sind auf jeden Fall zur Erklärung bestimmter Landnutzungsveränderungen notwendig, können jedoch nur schwer oder gar nicht in eine numerische oder gar räumliche Repräsentation umgesetzt werden. Als ein relativ einfach zu parametrisierendes Beispiel können hier die heiligen Wälder (Forêts sacrées) angeführt werden. Es handelt sich um kleinere Waldstücke, die oft ein Dorf umgeben oder sich in der Nähe eines Dorfes befinden und religiösen Zwecken dienen. Da solche Wäldchen jedoch nur sehr kleine Ausdehnungen haben und im 250-m Raster nur durch ein bis zwei Pixel dargestellt würden, werden sie für diese Arbeit vernachlässigt.

4.3.2.6 Zusätzliche Nachbarschaftsfaktoren zur Erklärung der Landnutzungsveränderung

Um die auf Basis von Satellitendaten ermittelten Landnutzungsveränderungen statistisch zu modellieren, wurden zusätzliche erklärende Variablen verwendet. Es handelt sich um Distanzmaße, mit denen die Nachbarschaft eines (Veränderungs-)Pixels charakterisiert wird. Damit soll untersucht werden, inwieweit die *Landnutzungsveränderungen der Landwirtschaft* abhängig von ihrer

Umgebung sind. Zum einen wurde die Entfernung von jedem Pixel zu bestehenden landwirtschaftlichen Flächen im Jahr 1991 berechnet und zum anderen die Entfernung zu bewaldeten Flächen im Jahr 2000 bzw. die Entfernung von Straßen zu bewaldeten Flächen. Die Entfernung zu bewaldeten Flächen kann als positiver Attraktor angesehen werden, da Waldflächen potentiell fruchtbare Standorte darstellen, weil der Boden eine natürliche Fruchtbarkeit aufweist. Der zeitliche Unterschied der Entfernungsfaktoren ist notwendig, da sich die Veränderungen in der Zwischenzeit, also nach der landwirtschaftlichen Aktivität 1991 und vor der (zukünftigen) Entwaldung 2000, ereignet haben.

4.3.3 Nachbarschaftsdynamik

Von den untersuchten Landnutzungsklassen zeigen besonders *Siedlung* und *Landwirtschaft* eine hohe Abhängigkeit vom Vorkommen der gleichen Klasse in unmittelbarer Umgebung. Zur Bestimmung des Einflusses der Nachbarschaft wurde der Nachbarschaftsfaktor (vgl. Kapitel 4.1.1) für die Landnutzung *Siedlung* mit einer Umgebungsmatrix von 5×5 Pixeln und für *Landwirtschaft* mit 11×11 Pixeln berechnet. Die unterschiedlichen Größen der Nachbarschaftsumgebungen ergeben sich aus der unterschiedlichen Reichweite der Interaktion. Im Fall der Siedlungen wird angenommen, dass nur die Pixel in der direkten Umgebung (2 Pixel = 500 Meter) von bestehenden Siedlungspixeln beeinflusst werden. Demgegenüber haben landwirtschaftliche Flächen eine größere Reichweite (5 Pixel = 1,25 Kilometer) in Bezug auf neue Flächen gleicher Nutzung in ihrer Umgebung. Neue landwirtschaftliche Flächen treten häufiger als Cluster auf (vgl. Kapitel 3.6).

Die Wahrscheinlichkeiten, basierend auf der räumlichen Verteilung der Landnutzung und auf der Nachbarschaft, werden im CLUE-S-Modell so gewichtet, dass sich wieder eine Wahrscheinlichkeitsverteilung zwischen Null und Eins ergibt. Im vorliegenden Modell wurde das Gewicht für die Nachbarschaftswahrscheinlichkeit für *Siedlung* auf 60 % und für *Landwirtschaft* auf 40 % festgelegt, da damit die besten Modellergebnisse erzielt werden konnten.

4.3.4 Landnutzungsveränderung im Detail – Regeln des Modells

Mit den zwei Modellparametern *Conversion Matrix* und *Conversion Elasticity* können für jeden Landnutzungstyp spezifische Einstellungen bezüglich des Umwandlungsverhaltens einzelner Landnutzungsklassen festgelegt werden. Diese Einstellungen erfolgen anhand der beobachteten Landnutzungsdynamik im Untersuchungsgebiet. Der Elastizitätsfaktor untersteht dabei der Interpretation des Modellbenutzers und stellt damit einen der wenigen Steuerungsparameter dar, mit dem eine konkrete Modellimplementierung kalibriert werden kann. Die für das Modell eingesetzten Werte sind in Tabelle 4.4 zusammengestellt.

Die Werte in der Conversion Matrix geben an, ob sich eine Landnutzung in eine andere verändern kann (1) oder nicht (0). Damit können nicht sinnvolle Veränderungspfade ausgeschlossen werden (z.B. Siedlung in Wald). Die Möglichkeit der zeitlichen Beschränkung von Veränderungspfaden wurde mit verschiedenen Einstellungen getestet, konnte aber aufgrund der folgenden Beschränkungen nicht verwendet werden. Typischerweise wird in der Brachefeldwechselwirtschaft ein Feld nach einer bestimmten Zeit der Brache überlassen. Die Anbauzeit ist im Untersuchungsraum sehr variabel und hängt von vielen Faktoren ab, u.a. Bodenfruchtbarkeit, Landverfügbarkeit und Fruchtfolge. Die Zeitspanne des Anbaus und der Brache reichen daher je nach Situation von vier bis sieben Jahren Anbau mit drei bis über zehn Jahren Brache (vgl. Kapitel 3.2.4). Da in dem CLUE-S-Konzept für einen Veränderungspfad in der Conversion Matrix nur eine feste minimale

Tabelle 4.4: Mögliche Veränderungspfade der Landnutzung im Untersuchungsgebiet

von	nach	Siedlung	Landwirtschaft	Wald	Savanne
Siedlung	↑	1	0	0	0
Landwirtschaft	↑	1	1	1	1
Wald	↑	0	1	1	0
Savanne	↑	0	1	1	1

oder maximale Zeitspanne angegeben werden kann, führt dies zu räumlichen Mustern, die nicht der Realität entsprechen. Durch die Generalisierung der Landnutzungsdaten enthält jede landwirtschaftlich genutzte Rasterzelle im Schnitt genausoviel Savanne (= Brache), daher wird die Brachedynamik implizit und nicht dynamisch modelliert.

Der Elastizitätsfaktor für *Siedlung* und *Wald* wird auf den höchsten Wert (1) gesetzt, da bei beiden Landnutzungsklassen eine hohe zeitliche Persistenz angenommen werden kann, d.h. Veränderungen sind nur sehr eingeschränkt rückgängig zu machen. Landwirtschaftliche Flächen haben dagegen eine sehr viel leichtere Reversibilität und erhalten einen Elastizitätsfaktor von 0,3. Die Klasse *Savanne* fungiert als flexible Ausgleichsklasse und erhält keinen Elastizitätsfaktor.

4.4 Validierungsmethoden der Modellergebnisse

Die Evaluierung der Ergebnisse erfolgt getrennt für die statistischen Modelle der Landnutzungsverteilung und die Ergebnisse der dynamischen Simulation nach dem CLUE-S-Konzept, da unterschiedliche Validierungsmethoden angewendet werden müssen.

4.4.1 Validierung der logistischen Regressionsergebnisse

Die Güte oder Genauigkeit der logistischen Regressionsmodelle kann nicht mit dem Standardmaß R^2 wie bei gewöhnlichen linearen Regressionsmodellen ermittelt werden, da die Aussage der Varianzerklärung bei einer binären abhängigen Variable nicht möglich ist. Daher wurden verschiedene äquivalente Gütemaße entwickelt, die jedoch eher die Stärke des Zusammenhangs zwischen abhängiger und erklärender Variablen darstellen und nicht ein Testmaß der Vorhersagegüte sind. Gängige Pseudo- R^2 -Maße sind z. B. Nagelkerk's- R^2 und McFadden- R^2 (Menard, 2002). Die Pseudo- R^2 -Maßzahlen sind jedoch nur geeignet, genestete Modelle (alle Modelle benutzen die selben abhängigen Variablen bzw. eine Teilmenge davon) miteinander zu vergleichen, und sie beschreiben gewöhnlich, wieviel besser ein Modell mit erklärender Variable gegenüber dem Nullmodell ist (Andreß et al., 1997). Daher können damit keine Aussagen über die absolute Modellgüte getroffen werden.

Ein anderes Gütemaß beschreibt die Modellgenauigkeit in Form einer Art Leistungskurve. Diese ROC-Methode (Receiver Operating Characteristic) stellt die True-Positive-Werte den False-Positive-Werten einer gewissen Anzahl von Klassen der Wahrscheinlichkeiten und der abhängigen Variablen gegenüber (Pontius & Schneider, 2001). Dadurch ergibt sich eine Kurve, deren Integral als Maß für die Vorhersagegüte des Modells dienen kann. Die Bezeichnung hierfür ist:

Area Under Curve (AUC). Ist die Kurve eine Gerade und verläuft genau diagonal, ist die Fläche unter der Kurve (bzw. Geraden) 0.5 und das Modell kann als zufällig und nicht signifikant bezeichnet werden. Je steiler die Kurve, desto größer ist der AUC-Wert und desto besser die Vorhersagekraft des Modells. Ein perfektes Modell hätte einen AUC-Wert von 1.

4.4.2 Validierung des dynamischen Modells

Das Ergebnis des dynamischen Modells (dynamische Modellierung über mehrere Jahre) ist eine Karte der Landnutzungsverteilung zum Zeitpunkt t_x . Die Kalibration des Modells erfolgt für die Zeitspanne 1991 bis 2000, für die jeweils Referenzdaten vorliegen. Zur Einschätzung der Güte des dynamischen Modells wird das modellierte Ergebnis für das Jahr 2000 mit den Referenzdaten verglichen. Dieser Vergleich erfolgt zum einen durch eine Fehlermatrix, in der die zwei Karten pixelweise verglichen werden. Da ein Modell jedoch nicht jedes Pixel exakt bestimmen kann, sondern vielmehr der Vergleich des allgemeinen Musters interessant ist, wird eine *Fuzzy kappa*-Statistik berechnet (Hagen, 2003; Hagen-Zanker et al., 2005). Hierbei wird keine pixelgenaue Falsch/Richtig-Bewertung vorgenommen, sondern die Genauigkeit eines Pixels ist auch von der Umgebung abhängig. Wenn z. B. das Modellergebnis, verglichen mit der Referenz, nur um ein Pixel versetzt ist, so ist das Ergebnis nicht komplett falsch, sondern nur zu einem Teil. Dies gilt insbesondere für irregulär ablaufende Prozesse der Landnutzungsänderung, die nicht oder nur sehr schwer exakt modelliert werden können. Im Untersuchungsgebiet trifft dies v. a. für die Brachefeldwechselwirtschaft zu. Generell werden beim Vergleich zweier thematischer Karten quantitative Fehler und räumliche Fehler unterschieden (Pontius, 2000; Hagen, 2002). Da in dem verwendeten Modellansatz die Menge der einzelnen Landnutzungen vorgegeben wird, ist nur der räumliche Fehler von Interesse.

4.5 Ergebnisse und Interpretation der logistischen Regressionsmodelle

Durch das Verfahren der logistischen Regression können die Muster der Landnutzung bzw. das Auftreten einer bestimmten Landnutzung an einem bestimmten Ort mit einem Set an erklärenden Variablen statistisch erklärt werden. Es wurde zum einen die bestehende Landnutzung als abhängige Variable modelliert, zum anderen wurden aber auch die Landnutzungsveränderungen der landwirtschaftlichen Flächen als abhängige Variable modelliert. Die Ergebnisse der Parameterschätzung für jede Landnutzungsklasse (zum Zeitpunkt 1991) finden sich in den Tabellen 4.5 bis 4.8. Die Regressionsparameter der Landnutzungsveränderungen der Landwirtschaft zwischen 1991 und 2000 finden sich in Tabelle 4.9. Die Güte der Regressionsmodelle wird in jeder Tabelle der Regressionskoeffizienten mit dem AUC-Wert angegeben (abgeleitet aus der Receiver Operating Characteristic (ROC)-Kurve).

4.5.1 Regressionsmodell der Landnutzung 1991

Siedlung

Die Landnutzung *Siedlung* hat eine geringe Häufigkeit im Untersuchungsgebiet (769 ha, aggregierte Daten), was eine Parameterschätzung über eine beliebige Stichprobe problematisch macht. Erst eine gleichverteilte Stichprobe führt zur Verteilung der Wahrscheinlichkeiten der Landnutzung zwischen 0 und 1. Als erklärende Variablen wurden nur Bevölkerungsdichte und Abstand

zur Straße verwendet, da alle anderen a priori wenig Sinn ergeben (Boden, Topographie, Schutzwald) bzw. schon Siedlung per se beschreiben (Abstand zu Siedlung, Entfernung zu wichtigen Ortschaften). Die Regressionsparameter (Tabelle 4.5) zeigen, dass die Variable POPDENS einen positiven Effekt auf die Auftrittswahrscheinlichkeit der Landnutzung *Siedlung* hat (β ist > 0) und die Variable DISTROAD1991 einen negativen. Der Effektkoeffizient (e^β) ist der Faktor, mit dem sich die Wahrscheinlichkeit mit jeder Änderung um eine Einheit der abhängigen Variable ändert. Die Variable DISTROAD1991 liegt in der Einheit *Meter* vor, daher nimmt die Wahrscheinlichkeit der Landnutzung *Siedlung* mit jedem Meter Entfernung von einer Straße jeweils um knapp 10% ab. Der Vergleich der Effektstärke durch die Odds Ratio des Interquartil-Bereichs ist in Abbildung 4.7a dargestellt. Durch die relativ hohe Streuung der Werte der Bevölkerungsdichte weist die abhängige Variable POPDENS ein relativ breites Vertrauensintervall auf, hat aber auf jeden Fall einen positiven Effekt auf die Landnutzung *Siedlung*. Die Odds Ratio für POPDENS liegt bei 9,1, d.h. die Odds des oberen Quartils (34,7) sind neun mal so groß wie die des unteren Quartils (10,3). Die Odds Ratio für DISTROAD1991 liegt bei fast Null und zeigt damit einen höheren Effekt auf die Wahrscheinlichkeit als Bevölkerungsdichte, da ein negativer Faktor mit entsprechendem Gewicht den reziproken Wert, also nur 1/9 hätte.

Mit den ermittelten Regressionsparametern lässt sich die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der Landnutzung *Siedlung* für alle Pixel des Untersuchungsgebietes vorhersagen. Eine Karte der Wahrscheinlichkeiten zeigt Abbildung 4.8a. Deutlich ist die Abhängigkeit von dem Abstand zu Straßen zu sehen sowie der Verstärkungseffekt durch eine hohe Bevölkerungsdichte.

Die Güte des Regressionsmodells wird mit dem AUC-Wert angegeben, der zwischen 0,5 und 1 liegen kann. Das Regressionsmodell für *Siedlung* hat mit einem AUC-Wert von über 0,9 eine hervorragende Genauigkeit, was aber hauptsächlich durch die starke räumliche Aggregation verursacht sein dürfte.

Tabelle 4.5: Regressionsparameter für Landnutzung *Siedlung* 1991

erklärende Variable	β	e^β	Std. Error	p-Value	Sig.-Level ^a
Konstante	-1,199	0,302	0,682	0,079	*
POPDENS	0,107	1,113	0,023	$4,031 \cdot 10^{-06}$	***
DISTROAD1991	-0,001	0,999	$2,465 \cdot 10^{-04}$	$2,462 \cdot 10^{-06}$	***

AUC-Wert: 0.976

^aSignifikanz-Level: p < 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 \star 0.1 \circ 1 \sim

Landwirtschaft

Das statistische Modell zur Vorhersage der Landnutzung *Landwirtschaft* wurde mit allen Parametern geschätzt. Die ermittelten Regressionsparameter sind in Tabelle 4.6 aufgelistet. Alle Regressionskoeffizienten sind statistisch signifikant mit $p < 0,001$. Nur die Klasse 4 der Reliefdaten zeigt einen erheblichen Standardfehler, was zu einer Signifikanz von nur $p < 1$ führt. Es handelt sich um die Klasse *Inselberge*, die eine sehr geringe Häufigkeit hat und die keine Überlappung mit landwirtschaftlichen Flächen aufweist. Die Variablen POPDENS, SOIL und TPI (außer TPI4) haben einen positiven Effekt auf die Auftrittswahrscheinlichkeit der Landnutzung *Landwirtschaft*, alle anderen haben einen negativen Effekt. Sehr dominant oder stark wirkende erklärende Variablen sind Besitzverhältnisse (FC) und DISTROAD1991, für die ein Odds Ratio von 0,18 bzw. 0,4 berechnet wurde (Abbildung 4.7b). Aber auch POPDENS besitzt einen starken Effekt mit einem

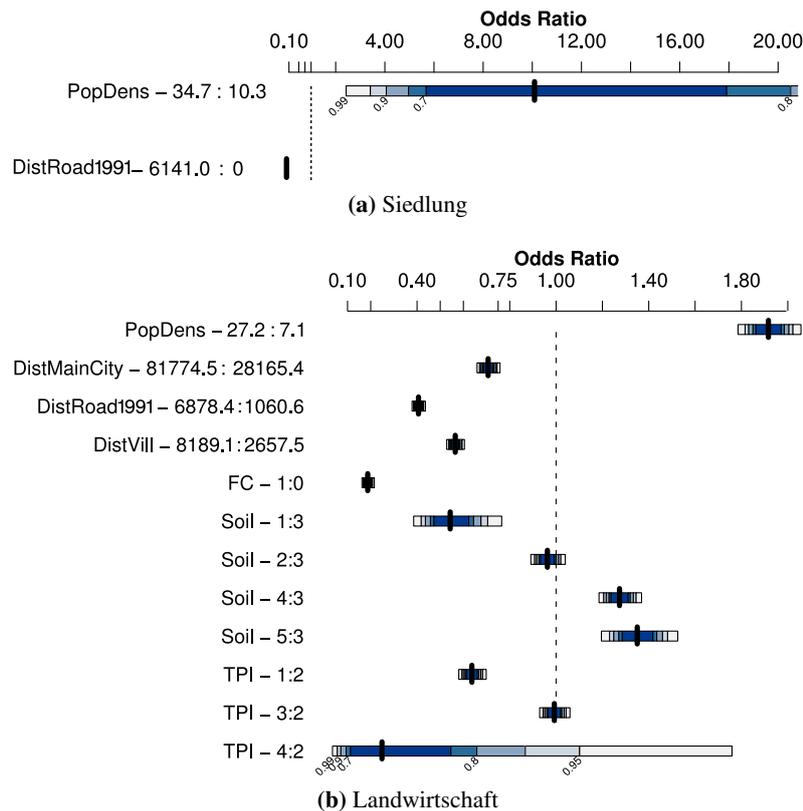


Abbildung 4.7: Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen. Für metrisch skalierte Variablen ist die Odds Ratio der Quartile $Q_{25} : Q_{75}$ angegeben, für kategorische Variablen erfolgt der Vergleich mit der Referenzklasse. Zur Berechnung eines Odds Ratios werden die anderen Variablen konstant gehalten (Median oder Referenz). Die unterschiedlichen Quartile ergeben sich aus den unterschiedlichen Stichproben. Die Farbwerte entsprechen den angegebenen Vertrauensintervallen. Zur Erklärung der Grafen siehe Abbildung 4.2.

Odds Ratio von 1,9, hat also eine ähnlich starke Wirkung wie DISTROAD1991. Der Faktor DISTMAINCITY hat einen relativ schwachen Effekt, ist jedoch durchaus als erklärende Variable sinnvoll einsetzbar. Die Regressionsparameter der Variable SOIL zeigen generell mit jeder besseren Bodeneignung einen stärkeren (positiven) Effekt auf die Wahrscheinlichkeit der Landwirtschaft. Zwischen den Klassen 2 und 3 sowie 4 und 5 zeigt sich kein großer Unterschied, die Odds Ratio der Klassen 2 und 3 liegt bei fast Null, d.h. es gibt also fast keinen Unterschied der Effekte. Aus den Effektkoeffizienten in Tabelle 4.6 ist ersichtlich, dass alle Bodeneignungsklassen einen positiven Effekt gegenüber der Referenzklasse haben, die Differenzen sind jedoch nicht sonderlich groß. Deutlich wird dies auch in der Karte der Wahrscheinlichkeiten in Abbildung 4.8b, in der sich die Bodenklassen nicht durchpausen. Damit zeigt sich, dass die vorliegenden Bodeninformationen eine unzureichende räumliche Genauigkeit aufweisen, da davon ausgegangen werden kann, dass die Bodeneignung lokal sehr unterschiedlich sein kann (z.B. Mächtigkeitsunterschiede des Oberbodens, Bodenstruktur oder *rock outcrops*).

Die Reliefklassen zeigen deutlichere Unterschiede, wobei Klasse 2 (Hang) und 3 (Toplagen) nicht differenzierbar sind (Odds Ratio um 1). Einen sehr negativen Einfluss hat die Klasse 4 (Inselberge), was die Tatsache abbildet, dass in sehr steilem Relief keine Landwirtschaft betrieben

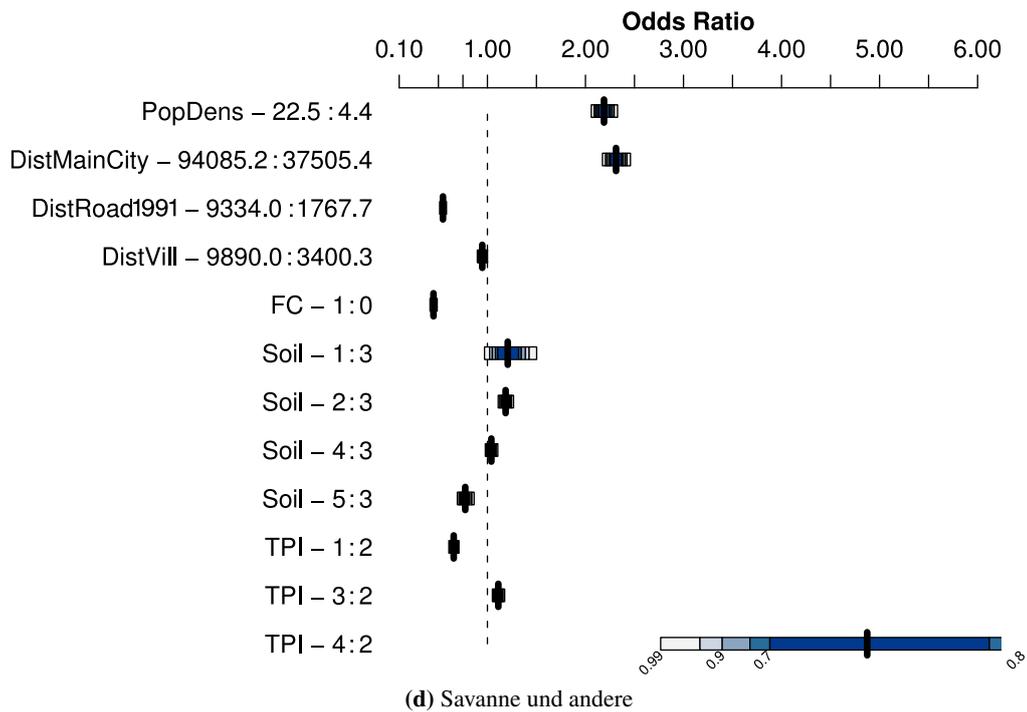
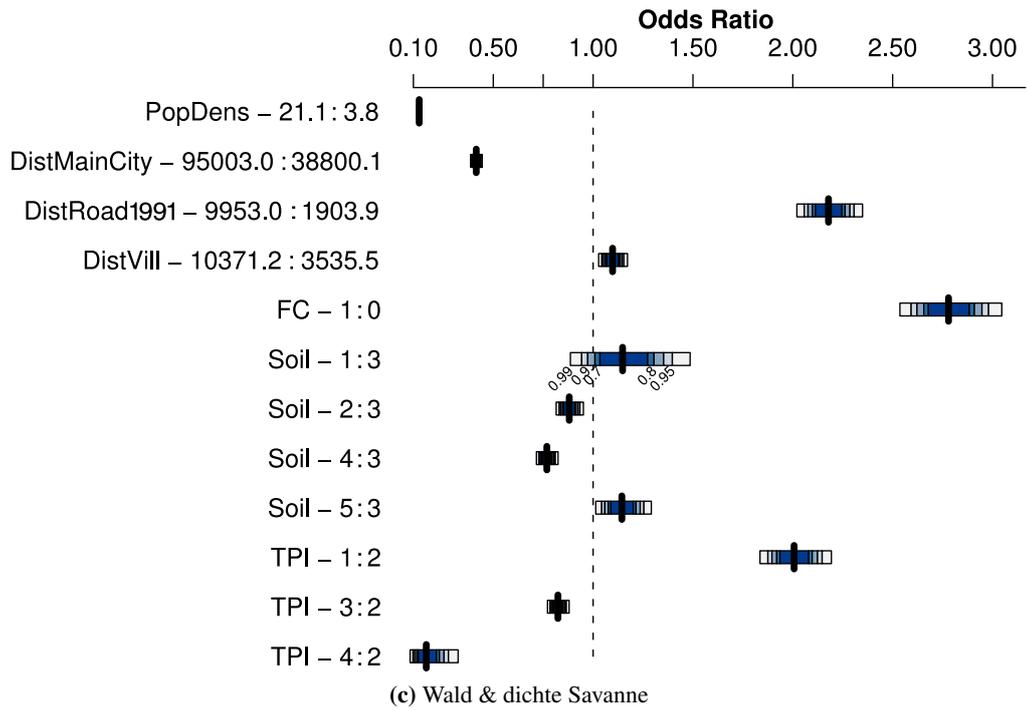


Abbildung 4.7: (Fortsetzung)

Tabelle 4.6: Regressionsparameter für Landnutzung *Landwirtschaft* 1991

erklärende Variable	β	e^{β}	Std. Error	p-Value	Sig.-Level ^a
Konstante	-0,028	0,972	0,144	0,845	○
POPDENS	0,032	1,033	0,001	0,000	***
DISTMAINCITY	$-6,472 \cdot 10^{-06}$	0,999	$5,078 \cdot 10^{-07}$	0,000	***
DISTROAD1991	$-1,549 \cdot 10^{-04}$	0,999	$4,733 \cdot 10^{-06}$	0,000	***
DISTVILL	$-1,032 \cdot 10^{-04}$	0,999	$4,748 \cdot 10^{-06}$	0,000	***
FC	-1,677	0,187	0,055	0,000	***
SOIL2	0,572	1,772	0,134	$2,045 \cdot 10^{-05}$	***
SOIL3	0,610	1,841	0,133	$4,565 \cdot 10^{-06}$	***
SOIL4	0,853	2,346	0,134	0,000	***
SOIL5	0,911	2,487	0,139	0,000	***
TPI2	0,452	1,571	0,036	0,000	***
TPI3	0,444	1,559	0,039	0,000	***
TPI4	-0,941	0,390	0,760	0,216	○

AUC-Wert: 0.84

^aSignifikanz-Level: p < 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 * 0.1 ○ 1 ~

wird. Auch Klasse 1 (Tal) hat einen negativen Effekt, da der Vergleich der Odds der Klasse 1 zu den anderen Klassen bei < 1 liegt. Demnach sind die Odds der Klasse *Tal* um das 1,5-fache niedriger als die Odds der Klasse *Hänge* und *Toplagen*. Da der Effektkoeffizient der Klassen *Hänge* und *Toplagen* gleich ist, ist die Wahrscheinlichkeit für Landwirtschaft auf beiden Relieflagen gleich. In der Wahrscheinlichkeitskarte zeigt sich dies durch die Erniedrigung der Wahrscheinlichkeit in den Tälern und im Bereich der Inselberge. Die Güte der Modellschätzung ist mit einem AUC-Wert von 0.84 relativ hoch.

Wald und dichte Savanne

Die Regressionsparameter für das Modell zur Berechnung der Wahrscheinlichkeit für *Wald und dichte Savanne* sind in Tabelle 4.7 wiedergegeben. Anhand der Vorzeichen lässt sich gut erkennen, dass die erklärenden Variablen meist den gegenteiligen Effekt haben im Vergleich zu dem Modell für *Landwirtschaft*. Dies liegt daran, dass auch die räumliche Verteilung der Landnutzungen *Landwirtschaft* und *Wald und dichte Savanne* ein gegenteiliges bzw. sich ausschließendes Muster aufweist. Nur DISTMAINCITY hat auch einen negativen Effekt, d. h. mit zunehmender Entfernung zu den großen Ortschaften wirkt dieser Faktor negativ auf die Wahrscheinlichkeiten. Dies ist widersprüchlich zu den Beobachtungen im Gelände, da die Waldflächen mit zunehmender Entfernung von Ortschaften zunehmen. Die Signifikanz der Regressionsparameter ist bis auf zwei Klassen der SOIL bzw. TPI-Daten durchweg sehr gut. Die Modellgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,83 ähnlich gut wie die des Modells für *Landwirtschaft*.

Der Vergleich der relativen Effekte durch die Odds Ratios zeigt, dass die Variablen POPDENS und TPI4 mit einem Odds Ratio von 0,1 einen sehr starken negativen Effekt haben (Abbildung 4.7c). Einen starken positiven Effekt zeigen FC und DISTROAD1991, was sich auch in der Wahrscheinlichkeitskarte widerspiegelt (Abbildung 4.8c). Die Bodeneignungsklassen zeigen kein deutliches Verhalten, die Odds Ratios liegen alle sehr nahe bei 1. Dies kann an der Aggregation in Bezug auf die landwirtschaftliche Eignung liegen, ist vermutlich aber auf die generell

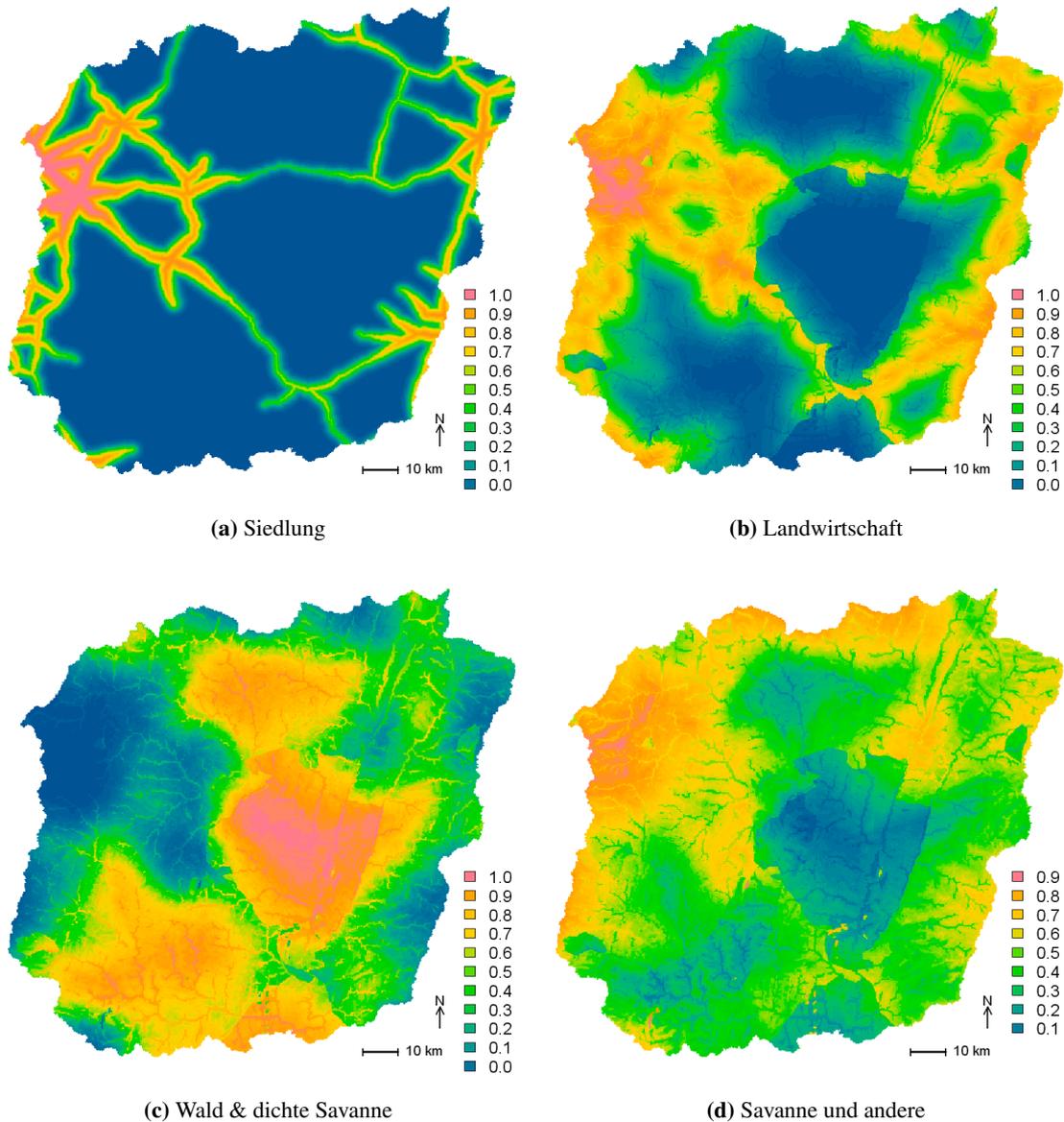


Abbildung 4.8: Ergebnisse der logistischen Regression umgerechnet in Wahrscheinlichkeiten für jede Landnutzung. Für jedes Pixel wird die Wahrscheinlichkeit angegeben, mit der eine bestimmte Landnutzung dort existiert.

geringe Abhängigkeit der Wälder von bestimmten Bodentypen zurückzuführen. Die Abhängigkeit vom Relief zeigt sich nur bei den Extremen: Die Odds für Wald im Tal sind im Vergleich zum Hang doppelt so groß, die Odds für Wald auf Inselbergen sind um das Zehnfache kleiner. Auch dies ist in der Wahrscheinlichkeitskarte deutlich sichtbar und zeigt, dass die Galeriewälder (die in die Klasse *Wald* integriert wurden) mit dem statistischen Modell abgebildet werden können.

Tabelle 4.7: Regressionsparameter für Landnutzung *Wald und dichte Savannen* 1991

erklärende Variable	β	e^β	Std. Error	p-Value	Sig.-Level ^a
Konstante	2,664	14,351	0,118	0,000	***
POPDENS	-0,118	0,888	0,002	0,000	***
DISTMAINCITY	$-1,567 \cdot 10^{-05}$	0,999	$4,867 \cdot 10^{-07}$	0,000	***
DISTROAD1991	$9,675 \cdot 10^{-05}$	1,000 ^b	$3,637 \cdot 10^{-06}$	0,000	***
DISTVILL	$1,361 \cdot 10^{-05}$	1,000 ^b	$3,738 \cdot 10^{-06}$	$2,722 \cdot 10^{-04}$	***
FC	1,022	2,780	0,036	0,000	***
SOIL2	-0,265	0,767	0,102	0,009	**
SOIL3	-0,138	0,871	0,100	0,170	○
SOIL4	-0,401	0,670	0,101	$6,997 \cdot 10^{-05}$	***
SOIL5	-0,003	0,997	0,108	0,976	○
TPI2	-0,696	0,498	0,035	0,000	***
TPI3	-0,890	0,411	0,038	0,000	***
TPI4	-2,501	0,082	0,265	0,000	***

AUC-Wert: 0.835

^aSignifikanz-Level: $p < 0$ *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 * 0.1 ○ 1 ~^bWert ist tatsächlich > 1

Savannen und andere Landnutzungen

Die aggregierte Landnutzungsclass *Savannen und andere Landnutzungen* beinhaltet alle Savannen, deren Baumdichte geringer als die der *Savane boisée* ist, sowie alle anderen Landbedeckungsklassen. Die sozioökonomischen Regressionsparameter zeigen (bis auf DISTMAINCITY) die gleichen Vorzeichen wie das Modell *Landwirtschaft*, d. h. eine zunehmende Bevölkerungsdichte und ein geringerer Abstand zur Straße erhöhen die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten dieser Klasse (Tabelle 4.8). Dies ist insofern ein sinnvolles Ergebnis, als dass dieser Landnutzungstyp im Wesentlichen die Bracheflächen darstellt, die ja immer in räumlicher Nähe zu landwirtschaftlichen Flächen auftreten. Bis auf zwei Kategorien der Variablen SOIL sind alle Parameter statistisch signifikant mit $p < 0.05$. Die Modellgüte ist geringer als die der anderen Modelle (AUC-Wert: 0,7), was auf das sehr unregelmäßige Verteilungsmuster dieser Landnutzung zurückzuführen ist.

Die Effektstärke der Variablen ist in Abbildung 4.7d dargestellt. Den dominantesten Einfluss hat die Reliefklasse 4 (Inselberg) mit einer Odds Ratio von knapp 5 verglichen mit der Hang-Klasse, was sich auch an dem hohen Effektkoeffizienten von 7,4 zeigt. Dies liegt daran, dass die Inselbergflächen als *Savanne* reklassifiziert wurden. Aus der Gruppe der sozioökonomischen Variablen zeigen FC und DISTROAD1991 einen starken negativen Effekt (Odds Ratio $< 0,4$) und POPDENS und DISTMAINCITY einen starken positiven Effekt (OR > 2). Auch in diesem Modell weisen die geschätzten Parameter der Bodeneignungsklassen vergleichsweise schlechte Signifikanzen auf, was zusammen mit dem erhöhten Standardfehler auf die geringe Vorhersagekraft der Variablen hinweist. Die Odds Ratios der Bodenklassen sind alle gering, zeigen aber eine abnehmende Wahrscheinlichkeit mit zunehmender Bodeneignung.

Tabelle 4.8: Regressionsparameter für Landnutzung *Savannen und andere* 1991

erklärende Variable	β	e^{β}	Std. Error	p-Value	Sig.-Level ^a
Konstante	-1,229	0,292	0,098	0,000	***
POPDENS	0,043	1,044	0,001	0,000	***
DISTMAINCITY	$1,481 \cdot 10^{-05}$	1,000 ^b	$4,236 \cdot 10^{-07}$	0,000	***
DISTROAD1991	$-7,989 \cdot 10^{-05}$	0,999	$3,275 \cdot 10^{-06}$	0,000	***
DISTVILL	$-8,347 \cdot 10^{-06}$	0,999	$3,291 \cdot 10^{-06}$	0,011	*
FC	-0,800	0,450	0,032	0,000	***
SOIL2	-0,018	0,982	0,086	0,832	o
SOIL3	-0,188	0,828	0,085	0,026	*
SOIL4	-0,149	0,862	0,085	0,080	*
SOIL5	-0,445	0,641	0,093	$1,653 \cdot 10^{-06}$	***
TPI2	0,422	1,525	0,031	0,000	***
TPI3	0,527	1,694	0,034	0,000	***
TPI4	2,006	7,430	0,221	0,000	***

AUC-Wert: 0.703

^aSignifikanz-Level: p < 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 * 0.1 o 1 ~^bWert ist tatsächlich > 1

4.5.2 Regressionsmodelle der Landnutzungsveränderung 1991 bis 2000

Bisher wurden statistische Modelle zur Berechnung der Auftrittswahrscheinlichkeit für bestehende Landnutzungen für das Jahr 1991 geschätzt und beschrieben. Mit den ermittelten Regressionsparametern bzw. den Wahrscheinlichkeitskarten kann ein Landnutzungsmodell nach dem CLUE-S Konzept parametrisiert und evaluiert werden. Dies ist bisher ein gängiges Verfahren (Verburg et al., 2004b; Verburg & Veldkamp, 2004; Overmars, 2006). Als abhängige Variable können jedoch auch die Landnutzungsveränderungen statistisch modelliert werden. Damit wird dann die räumliche Verteilung der Wahrscheinlichkeit der Landnutzungsänderung modelliert. Da im Untersuchungsgebiet die Veränderungen der landwirtschaftlichen Flächen die mit Abstand dominanteste Landnutzungsveränderung darstellen, werden diese im Folgenden dargestellt.

Landwirtschaftlich bedingte Landnutzungsänderungen

In diesem Regressionsmodell werden alle Landnutzungsveränderungen hin zu landwirtschaftlichen Flächen als abhängige Variable modelliert. Zusätzlich zu den schon eingesetzten erklärenden Variablen werden in diesem Modell drei weitere Entfernungparameter verwendet, die bestimmte Nachbarschaftseigenschaften abbilden. Die Regressionsparameter sind in Tabelle 4.9 aufgelistet. Im Vergleich zum Modell *Landwirtschaft*, das die bestehenden landwirtschaftlichen Flächen modelliert, zeigen sich deutliche Unterschiede. Der Faktor POPDENS hat jetzt einen negativen und DISTROAD1997 einen positiven Einfluss. Diese Umkehrung erklärt sich durch die Verteilung der Veränderungspixel: Die meisten Veränderungen treten nicht in Regionen mit hoher Bevölkerungsdichte auf und erst in einer gewissen Entfernung von den Straßen (vgl. Abbildung 4.10b). Mit zunehmender Bevölkerungsdichte nimmt die Wahrscheinlichkeit für Veränderungen ab und mit zunehmender Entfernung von der Straße zu. Die Effekte der Variablen sind jedoch nicht besonders stark: Die Odds Ratio für POPDENS liegt bei 0,8 und für DISTROAD1997 bei 1,7, ist im Vergleich zu den anderen Faktoren also relativ niedrig (siehe Abbildung 4.9). Einen

stärkeren Effekt haben die Faktoren TPI4 (mit einem sehr breiten Vertrauensintervall), FC und die neuen Entfernungparameter DISTROAD1997, DISTROADFOREST2000 und DISTFORESTAREA. Letzterer Faktor zeigt jedoch einen positiven Effekt, d. h. mit jedem Kilometer Abstand von Waldflächen nimmt die Wahrscheinlichkeit mit jeweils 19 % zu ($e^{0,0001735 \cdot 1000 \text{meter}} = 1,189$). Auf der anderen Seite nimmt auch die Wahrscheinlichkeit zu, je näher eine Straße an einer Waldfläche liegt ($\beta = -0,0001468 = < 0$). Die Entfernung zu Waldflächen zeigt also ein differenziertes Bild: Viele der Veränderungspixel haben keine eindeutige Relation zur Nähe von Waldflächen, da viele Veränderungsflächen die normale Bracherotation darstellen (vgl. Kapitel 3.6).

Die naturräumlichen Faktoren SOIL und TPI zeigen bis auf die marginalen Standorte (SOIL1 und TPI4) keinen großen Effekt auf die Wahrscheinlichkeit. Neue landwirtschaftliche Flächen weisen keinen deutlichen Zusammenhang mit besonders geeigneten Bodentypen auf. Das Regressionsgewicht der am besten geeigneten Böden (SOIL5) zeigt sogar einen niedrigeren Wert als die der anderen (schlechter geeigneten) Bodentypen. Auch die Reliefeinheiten haben nur einen mäßigen Effekt. In Tälern sind Veränderungen unwahrscheinlich (OR TPI 1:2 = 0,6), auf Inselbergen fast unmöglich.

Die Wahrscheinlichkeitskarte ist in Abbildung 4.10a dargestellt. Um einen Vergleich mit der abhängigen Variablen zu ermöglichen, sind in Abbildung 4.10b zusätzlich die Veränderungen (Pixel) abgebildet. Die meisten Veränderungen (über 80 %) werden mit einer Wahrscheinlichkeit von 50 % oder mehr abgedeckt. Die Modellgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,745 weniger gut

Tabelle 4.9: Regressionsparameter des Modells *Landwirtschaftlich bedingte Landnutzungsänderungen*

erklärende Variable	β	e^{β}	Std. Error	p-Value	Sig.-Level ^a
(Intercept)	0,913	2,491	0,201	$5,643 \cdot 10^{-06}$	***
POP DENS	-0,009	0,991	0,002	$1,156 \cdot 10^{-06}$	***
DISTAGR- AREA1991	$-1,494 \cdot 10^{-04}$	0,999	$9,187 \cdot 10^{-06}$	0,000	***
DISTFORESTAREA	$1,735 \cdot 10^{-04}$	1,000 ^b	$1,004 \cdot 10^{-05}$	0,000	***
DISTMAINCITY	$-1,007 \cdot 10^{-05}$	0,999	$9,251 \cdot 10^{-07}$	0,000	***
DISTROADFO- REST2000	$-1,468 \cdot 10^{-04}$	0,999	$8,794 \cdot 10^{-06}$	0,000	***
DISTROAD1997	$2,166 \cdot 10^{-05}$	1,000 ^b	$7,134 \cdot 10^{-06}$	0,002	**
DISTVILL	$-1,850 \cdot 10^{-05}$	0,999	$6,841 \cdot 10^{-06}$	0,007	**
FC	-1,058	0,347	0,070	0,000	***
SOIL2	0,408	1,503	0,181	0,024	*
SOIL3	0,536	1,709	0,179	0,003	**
SOIL4	0,560	1,750	0,180	0,002	**
SOIL5	0,449	1,567	0,190	0,018	*
TPI2	0,305	1,357	0,052	$4,058 \cdot 10^{-09}$	***
TPI3	0,338	1,402	0,057	$2,261 \cdot 10^{-09}$	***
TPI4	-1,094	0,335	1,070	0,306	o

AUC-Wert: 0,745

^aSignifikanz-Level: p < 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 * 0.1 o 1 ~

^bWert ist tatsächlich > 1

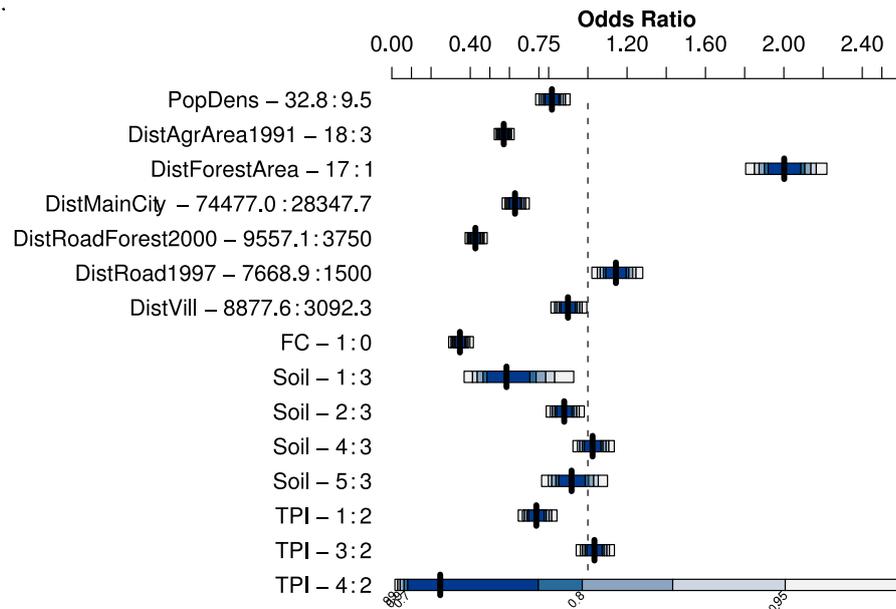


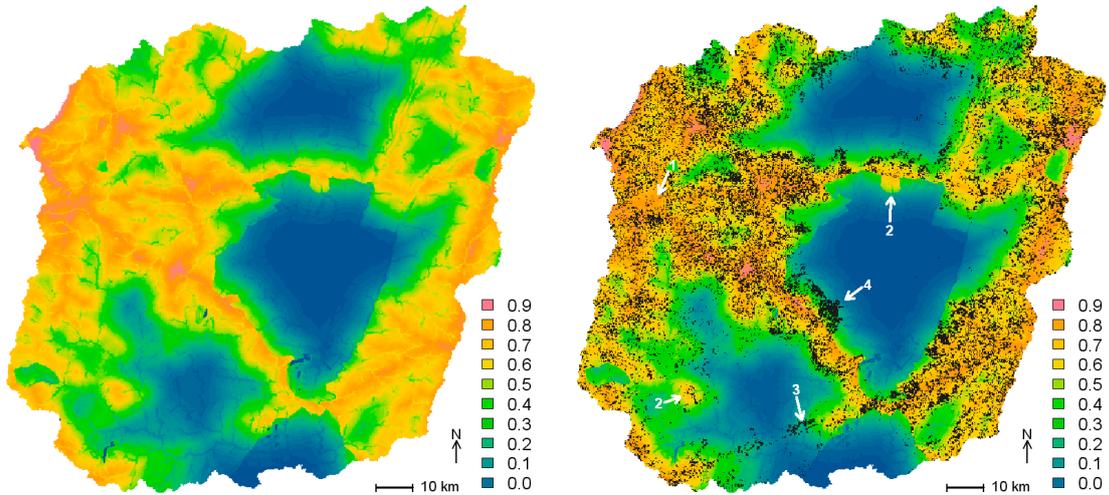
Abbildung 4.9: Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen für das Modell *Landwirtschaftlich bedingte Landnutzungsänderungen*

als die des Modells für *Landwirtschaft*, da die Veränderungsflächen z. T. sehr ungleichmäßig im Raum verteilt sind.

Auffällige räumliche Unzulänglichkeiten der vorhergesagten Veränderungen zeigen sich trotz der generell hohen Modellgüte an mehreren Stellen (Abbildung 4.10b). Nicht alle Pixel mit hoher Wahrscheinlichkeit für Veränderung sind tatsächlich verändert. Dies liegt daran, dass ein Großteil dieser Flächen schon von bestehender Landnutzung eingenommen wird, die sich nicht verändern kann (Abbildung 4.10b, Pfeil 1, städtisches Gebiet um Djougou), oder aber sich potentiell verändern könnte, es aber aus unbekanntem Gründen nicht getan hat (Abbildung 4.10b, Pfeil 2). Auf der anderen Seite gibt es Flächen mit größerem Zuwachs an landwirtschaftlicher Fläche, an deren Stelle jedoch nur eine sehr geringe Wahrscheinlichkeit der Veränderung berechnet wurde (Abbildung 4.10b, Pfeil 3 und 4). Hier wurden entweder zu wenig erklärende Variablen im Modell verwendet oder die Genauigkeit der Daten ist unzureichend. Im vorliegenden Modell ist vermutlich beides der Fall.

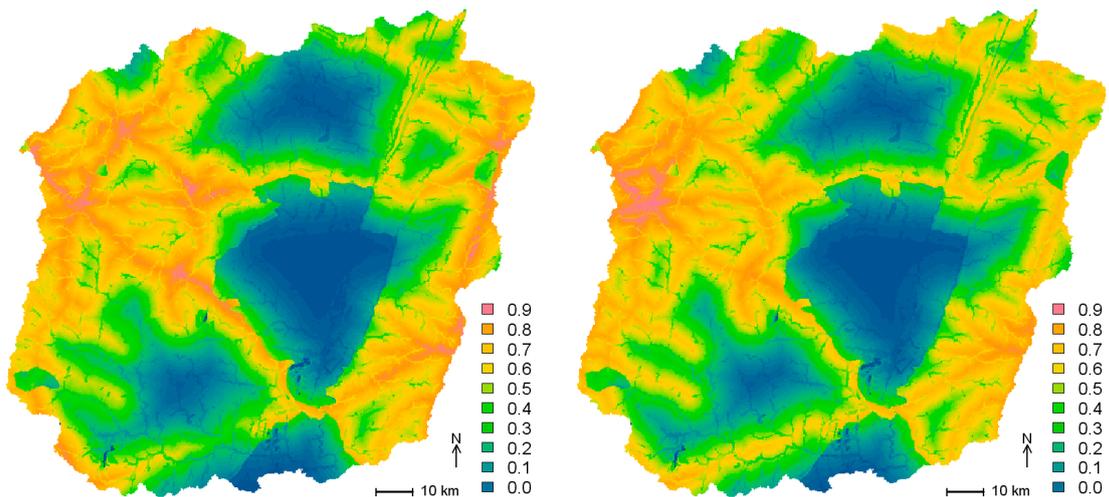
Die Felder, die ab 1997 entlang der neu angelegten Piste entstanden, werden mit den vorhandenen erklärenden Variablen nicht vorhergesagt (Abbildung 4.10b, Pfeil 3). Zwei Variablen sind für die Änderungswahrscheinlichkeit an dieser Lokalität verantwortlich: Zum einen ist es die Variable DISTAGRAREA1991 und zum anderen die Variable DISTMAINCITY, die beide einen negativen Effekt haben, d. h. mit zunehmender Entfernung nimmt die Wahrscheinlichkeit ab. Da an der Stelle der neuen Piste die Entfernungswerte beider Variablen besonders hoch sind, ist die Wahrscheinlichkeit für neue Feldflächen gering. Die Variable DISTROAD1997 kann dies nicht ausgleichen, da ihr Effekt nicht sehr ausgeprägt ist (vgl. Abbildung 4.9).

Auch werden relativ große neue landwirtschaftliche Flächen am Rand des *Forêt classée de l’Ouémé Supérieure* nicht vorhergesagt (Abbildung 4.10b, Pfeil 4). Nach den vorliegenden Grenzen der Schutzwälder liegen diese neuen Flächen innerhalb des Schutzwaldes und sind somit illegal. Es ist möglich, dass die vorliegende Grenzziehung falsch ist oder dass die dort leben-



(a) Modell der Veränderung landwirtschaftlicher Flächen, alle Faktoren

(b) Modell der Veränderung landwirtschaftlicher Flächen, zusätzlich sind landw. Flächenveränderungen in Schwarz eingetrag. Erklärung der Pfeile siehe Text



(c) Modell der Veränderung landwirtschaftlicher Flächen ohne zusätzliche Variablen für das dynamische CLUE-S Modell

(d) Modell der Veränderung landwirtschaftlicher Flächen ohne zusätzliche Variablen und ohne DISTMAIN-CITY

Abbildung 4.10: Wahrscheinlichkeitskarten der Landnutzungsveränderung der Landwirtschaft. Unterschiedliche Modellvarianten

de Bevölkerung eine andere Grenze als die offizielle annimmt. Darüber hinaus könnte auch die Diskrepanz nördlich des Schutzwaldes (Abbildung 4.10b, Pfeil 4) auf eine Datenungenauigkeit zurückzuführen sein.

Da die zusätzlichen Variablen von einem bestimmten Landnutzungsmuster abhängig sind, können sie in der Form nicht in das dynamische Modell einfließen, sondern nur als modellintern bere-

chenbare Nachbarschaftsgewichte. Deshalb wurde das Modell der Landnutzungsveränderungen der Landwirtschaft auch ohne diese zusätzlichen Variablen geschätzt. Die Wahrscheinlichkeitskarte zeigt Abbildung 4.10c. Die Modellgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,73 nur geringfügig schlechter, die Verteilung der Wahrscheinlichkeiten im Raum zeigt im Detail jedoch deutliche Unterschiede. Interessant ist die höhere Wahrscheinlichkeit entlang der neuen Piste, die jedoch mit zunehmender Entfernung von den Hauptorten an den Enden (Bassila und Ouberou) deutlich abnimmt. Die neuen landwirtschaftlichen Flächen liegen auch hier in einem Bereich mit geringer Wahrscheinlichkeit. Der Grund liegt in der Variable *DISTMAINCITY*, die an dieser Stelle sehr hohe Werte aufweist (große Entfernung) und dadurch die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit erniedrigt. Ein weiteres Modell ohne diese Variable zeigt entlang der neuen Piste gleichverteilte Wahrscheinlichkeiten (Abbildung 4.10d). Bei letzterem Modell tritt ein interessanter Effekt zu Tage: Durch die Entfernung der Variable *DISTMAINCITY* aus dem Regressionsmodell dreht sich das Vorzeichen der Variable *POPDENS* um, d.h. zusammen mit *DISTMAINCITY* zeigt die Variable *POPDENS* einen negativen Effekt auf die abhängigen Variable, alleine zeigt sie einen positiven Effekt (zunehmende Bevölkerungsdichte bedeutet zunehmende Wahrscheinlichkeit). Vermutlich liegt der Grund in der relativ hohen Korrelation beider Variablen ($R^2 = -0,7$). Kollineare Variablen können nicht nur zu einem Problem bei der Parameterschätzung für ein Modell werden, sondern betreffen – wie hier zu sehen ist – auch die Effekte und die Interpretation der Variable. Nach Menard (2002) sollten jedoch nur Variablen mit einem $R^2 > 0,8$ von der Analyse ausgeschlossen werden.

Entwaldung durch Expansion der Agrarflächen

Neben den generellen Veränderungen (Ausdehnung der landwirtschaftlichen Flächen) sind die Landnutzungsveränderungen von *Wald* nach *Landwirtschaft* interessant, denn diese Veränderung bedeutet einen Verlust an Waldfläche, welche sowohl einen ökologischen als auch ökonomischen Wert aufweist. Hierzu wurden nur die Pixel der Veränderung *Wald*→*Landwirtschaft* als abhängige Variable modelliert. Obwohl es sich bei diesem Veränderungsprozess nur um einen Teilprozess handelt der nicht in das dynamische Modell einfließt, soll er hier kurz ausgeführt werden, da sich interessante Ergebnisse zeigen.

Abbildung 4.11 zeigt die Effektstärke der erklärenden Variablen mittels der Odds Ratios des Interquartil-Abstandes. Einen sehr starken Einfluss haben die Variablen *DISTAGRAREA1991*, *DISTMAINCITY* und die Sonderstandorte *SOIL1* und *TPI4*. Die Modellgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,76 höher als die der vorigen Modelle der Landnutzungsveränderung. Die räumliche Verteilung der Wahrscheinlichkeiten ist in Abbildung 4.12 dargestellt. Die Lage der Landnutzungsveränderungen *Wald*→*Landwirtschaft* wird insgesamt gut wiedergegeben, interessanterweise zeigen jedoch sehr viel mehr Pixel eine hohe Wahrscheinlichkeit der Veränderung als tatsächlich verändert wurden. Die Wahrscheinlichkeitskarte gibt damit ein generelles Bild der Orte mit hoher Veränderungswahrscheinlichkeit, also eine Art „Gefährdungskarte“ der Entwaldung. Im konkreten Einzelfall können vielfältige Gründe gegen eine Veränderung gewirkt haben wie z.B. das Vorkommen von heiligen Wäldern oder lokale Ressourcenschutzmaßnahmen.

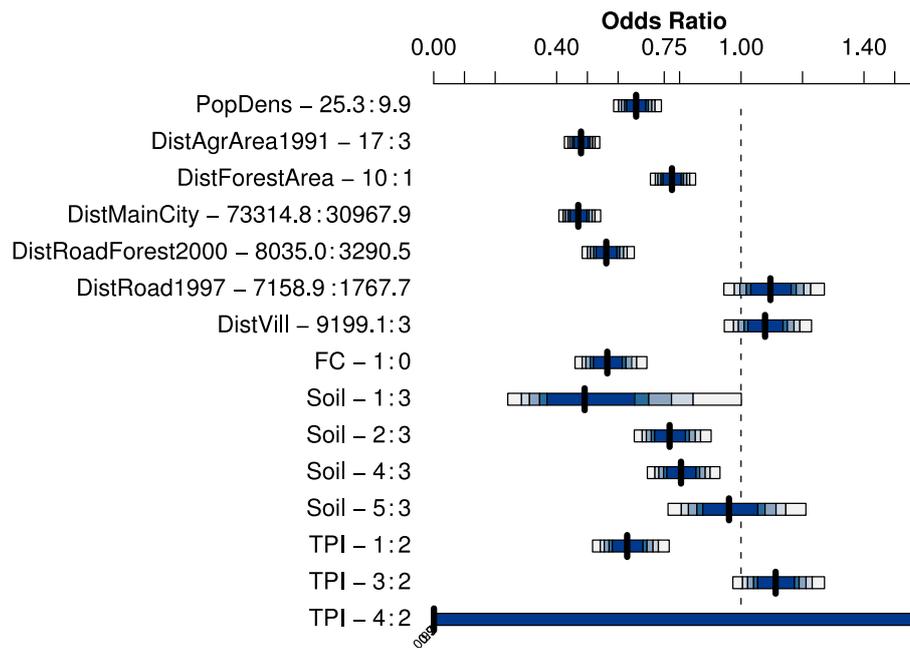


Abbildung 4.11: Vergleich der Effektstärke der erklärenden Variablen für das Modell Landnutzungsveränderung: *Wald*→*Landwirtschaft*

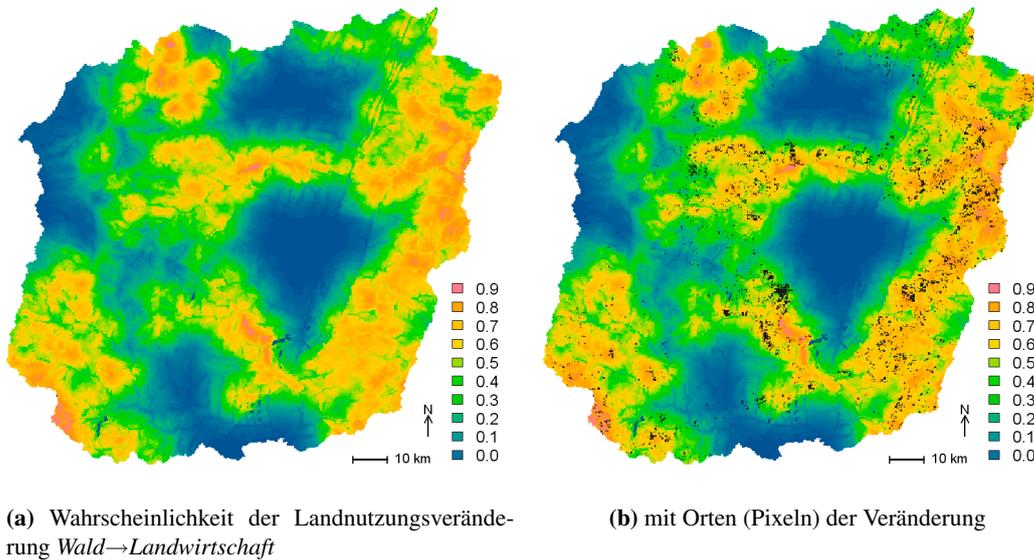


Abbildung 4.12: Wahrscheinlichkeitskarten der Landnutzungsveränderung *Wald*→*Landwirtschaft*

4.6 Ergebnisse der dynamischen Modellierung 1991 bis 2000

Die Wahrscheinlichkeiten der einzelnen Landnutzungen bzw. der Landnutzungsveränderungen bilden die Basis des dynamischen CLUE-S-Modells. Das dynamische Modell wurde für die Zeit von 1991 bis 2000 mit einer zeitlichen Auflösung von einem Jahr mit den beschriebenen Daten parametrisiert (vgl. hierzu Abbildung 4.1). Als Antrieb bzw. als Demand wurden die Veränderungen der Landnutzung zwischen 1991 und 2000 berechnet und dem Modell zur Simulation vorgegeben. Für die Landnutzungsklassen *Siedlung*, *Wald und dichte Savanne* und *Savanne und andere* wurden die Wahrscheinlichkeitskarten verwendet, die aus den Regressionsmodellen der bestehenden Landnutzung 1991 erstellt wurden (Parameter siehe Tabellen 4.5, 4.7 und 4.8). Für die Landnutzungsklasse *Landwirtschaft* wurde die Wahrscheinlichkeitskarte des Modells der *landwirtschaftlich bedingten Landnutzungsänderungen* verwendet. Die Schutzwaldflächen wurden als Sperrzone angenommen, da in den meisten Schutzgebieten (mit Ausnahme des *Forêt classée de l’Ouémé Supérieure*) keine Veränderungen beobachtet wurden und die Schutzgrenzen somit von der Bevölkerung respektiert werden. Das heißt, innerhalb der Schutzwälder sind keine Landnutzungsveränderungen möglich.

Die zeitlich sich verändernden Antriebskräfte (erklärende Variablen) werden für jeden Modellschritt neu berechnet. Dies betrifft die Variablen POPDENS, DISTROAD und DISTMAINCITY

4.6.1 Ergebnisse und Vergleich mit Referenzdaten von 2000

Abbildung 4.13 zeigt die Ergebnisse des dynamischen Modells. Zum Vergleich mit den Referenzdaten (Landnutzung 2000) werden die Ergebnisse des Modells für das Jahr 2000 dargestellt. Ein quantitativer Vergleich zwischen modellierten Ergebnissen und Referenzdaten erfolgt durch die Berechnung des $Kappa_{fuzzy}$ -Index, der in Tabelle 4.10 bzw. Abbildung 4.14 dargestellt ist. Die $Kappa_{fuzzy}$ -Werte werden für binär rekodierte Daten (Landwirtschaft bzw. Nicht-Landwirtschaft) berechnet, da diese Veränderungen den Untersuchungsraum dominieren. Die Veränderungen der anderen Klassen liegen aus folgenden Gründen nicht im Fokus der Untersuchung: Die Veränderungen der Klasse *Siedlung* sind sehr gering und in der Klasse *Wald* sind durch die Brandflächen der Daten von 1991 bzw. durch die Aggregation für die Modellierung datengenerierte Ungenauigkeiten zu erwarten.

Ein erster Modelllauf verteilt die vorgegebenen Landnutzungsveränderungen nur zum Teil entsprechend der Referenzdaten (Abbildung 4.13c). Der $Kappa_{fuzzy}$ -Index zeigt deutliche Abweichungen in mehreren Regionen des Untersuchungsgebietes (Abbildung 4.14a). Die Verteilung der neuen Agrarflächen erfolgt regional sehr unterschiedlich. Auf der einen Seite werden zu viele landwirtschaftliche Flächen verteilt (z. B. im Nordosten um die Stadt N’Dali), auf der anderen Seite zu wenige (im Nordwesten). Das Muster der Landnutzungsverteilung ist durch die Wahrscheinlichkeitskarten bedingt (Abbildung 4.10c). Im Nordosten um die Stadt N’Dali besteht eine sehr hohe Wahrscheinlichkeit der Veränderung. Das Modell akkumuliert hier sehr viele landwirtschaftliche Flächen. In den Referenzdaten aus dem Jahr 2000 ist dies jedoch nicht der Fall. In dieser Region wurden sehr viel weniger Felder angelegt. Eine Ursache liegt in der Variable DISTMAINCITY, die für diese Region ähnlich hohe Wahrscheinlichkeiten produziert wie im Nordwesten um Djougou (vgl. Abbildung 4.10a und 4.10c). Ein weiterer Modelllauf ohne diese Variable, aber identischen anderen Parametern zeigt ein geringfügig besseres Ergebnis ($Kappa_{fuzzy} = 0,29$), da jetzt mehr Felder in der Region Djougou verteilt werden.

Ein weiteres Problem besteht in der „klumpigen“ Verteilung der neuen landwirtschaftlichen Flächen. Auch hier liegt der Grund in den berechneten Wahrscheinlichkeitskarten, denn es wer-

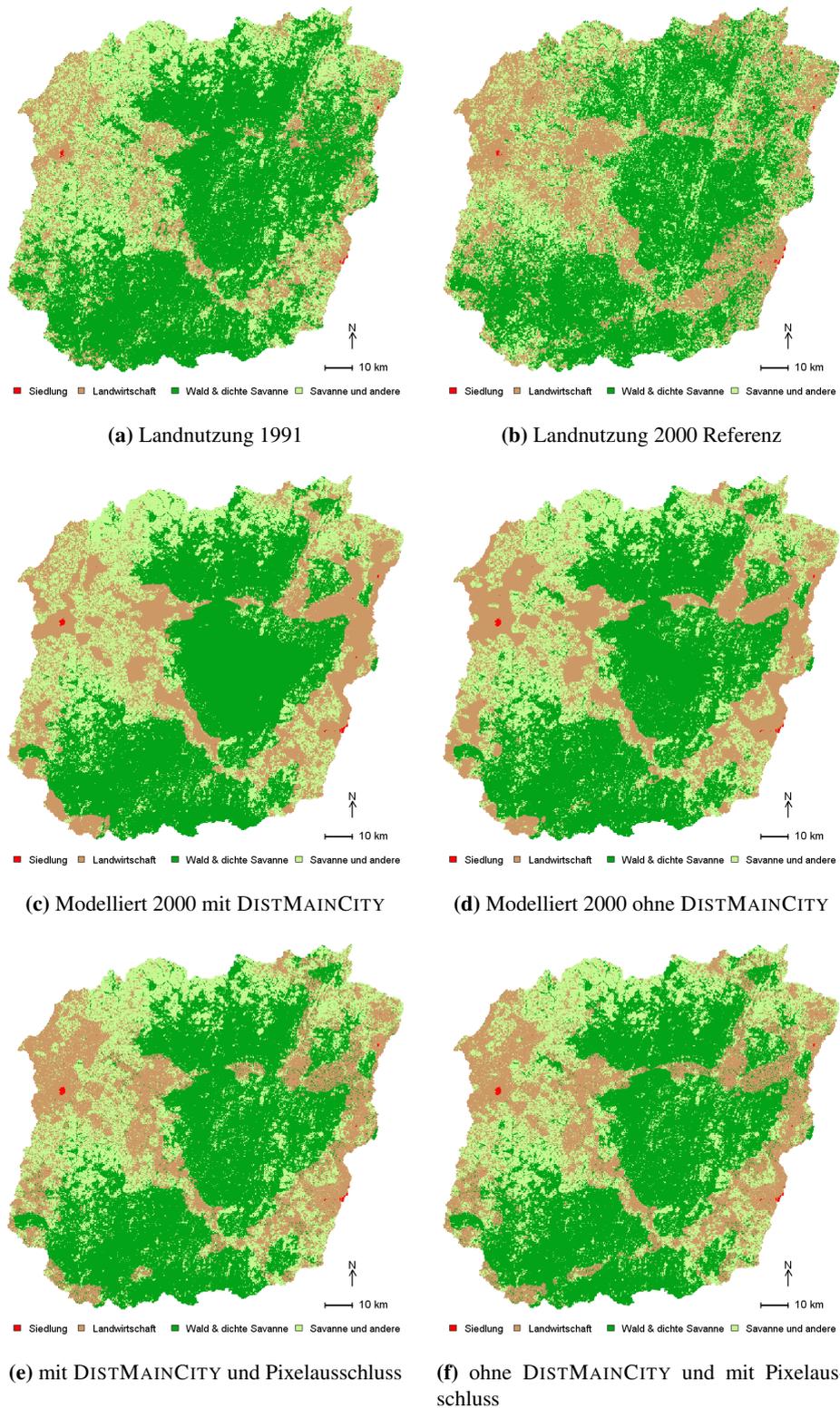


Abbildung 4.13: Vergleich der modellierten Landnutzung (c bis f) mit unterschiedlichen Parametrisierungen mit den Referenzdaten für das Jahr 2000 (b)

Tabelle 4.10: Vergleich der Performance unterschiedlicher Modelle

	Kappa _{fuzzy}	Anteil Übereinstimmung
mit DISTMAINCITY	0,26	0,83
ohne DISTMAINCITY	0,29	0,84
mit DISTMAINCITY, mit Pixelausschluss	0,34	0,85
ohne DISTMAINCITY, mit Pixelausschluss	0,35	0,86
vergleich mit Landnutzung 1991	0,30	0,86

den immer zuerst die Pixel mit der höchsten Wahrscheinlichkeit für eine bestimmte Landnutzung umgewandelt (wenn nicht durch bestimmte Bedingungen verhindert, z. B. Schutzwaldfläche). Pixel mit einer hohen Bevölkerungsdichte und geringem Abstand zu Straßen haben eine hohe Wahrscheinlichkeit, liegen aber häufig direkt nebeneinander. Dies führt dazu, dass das Modell diese Pixel alle in landwirtschaftliche Flächen umwandelt, welche dann an anderer Stelle fehlen. Besonders deutlich wird das entlang der schon angesprochenen neuen Piste im Süden zwischen Ouberou und Bassila.

Das Muster der verstreut liegenden Pixel landwirtschaftlicher Nutzung wird vom Modell nicht abgebildet. Dieses Muster kann auf zwei Ursachen zurückgeführt werden. Erstens: Bewirtschaftete Flächen werden nach einer bestimmten Zeit der Brache überlassen, die regional jedoch sehr unterschiedlich ist (vgl. Kapitel 3.2.4). Prinzipiell ließe sich ein Brachezyklus mit dem CLUE-S-Modell simulieren (siehe Absatz „Conversion Matrix“ in Kapitel 4.1.2), jedoch nur mit fest vorgegebenen Zeitintervallen, die für alle Pixel gelten. Verschiedene Versuche mit solchen Einstellungen brachten kein brauchbares Ergebnis, da nach Vollendung eines ersten (Brache-)Zyklus sehr unrealistische Streifenmuster entstanden¹⁷. Zweitens können kleinräumige Unterschiede in den naturräumlichen Bedingungen (vornehmlich Bodeneigenschaften) zu einem unregelmäßigen Muster der Feldverteilung führen. Diese kleinräumigen Unterschiede werden jedoch nicht von der vorhandenen Bodenkarte wiedergegeben.

Um dennoch dieses unregelmäßige Muster in das Modell einzubauen, wurde ein zufälliges Muster von 20 % aller Pixel generiert, die sich während des Modelllaufes nicht ändern dürfen. Mit dieser neuen Bedingung wurden wieder beide Modellvarianten (mit und ohne Variable DISTMAINCITY) modelliert. Die Ergebnisse zeigen eine deutliche Verbesserung der Muster (Abbildung 4.13e und 4.13f). Der Kappa_{fuzzy} liegt jetzt bei 0,34 bzw. 0,35; der Anteil der Pixel, die übereinstimmen, liegt bei 85 % bzw. 86 %. Ein Vergleich mit den Anfangsdaten von 1991 zeigt den gleichen Anteil an übereinstimmenden Pixeln, jedoch einen höheren Kappa-Index. Wären die Werte gleich oder schlechter, hätte das dynamische Modell nach dieser Methode keine unterscheidbaren Ergebnisse zwischen 1991 und 2000 produziert.

Die räumliche Übereinstimmung des Modells ohne Variable DISTMAINCITY und 20 % Pixelausschluss zeigt, dass wenige Pixel zu 100 % mit den Referenzdaten von 2000 übereinstimmen (Abbildung 4.14d). Eine solche Übereinstimmung zwischen Modell und Realität ist jedoch aufgrund der unvorhersagbaren Muster der Brachefeldwechselwirtschaft eigentlich nicht möglich. Der Großteil der Flächen weist aber einen Kappa_{fuzzy} von $\geq 0,5$ auf, was bedeutet, dass die Übereinstimmung in einem Radius von 3×3 Pixeln gewährleistet ist. An einigen Stellen zeigen sich jedoch größere Ungenauigkeiten, die sich zum Großteil mit den schon beschriebenen

¹⁷ Die Ursache liegt darin, dass neue Feldflächen meist in einer Art Ring um schon bestehende Felder angelegt werden, die dann nach Ende der vorgeschriebenen Bewirtschaftungszeit alle gleichzeitig brach fallen.

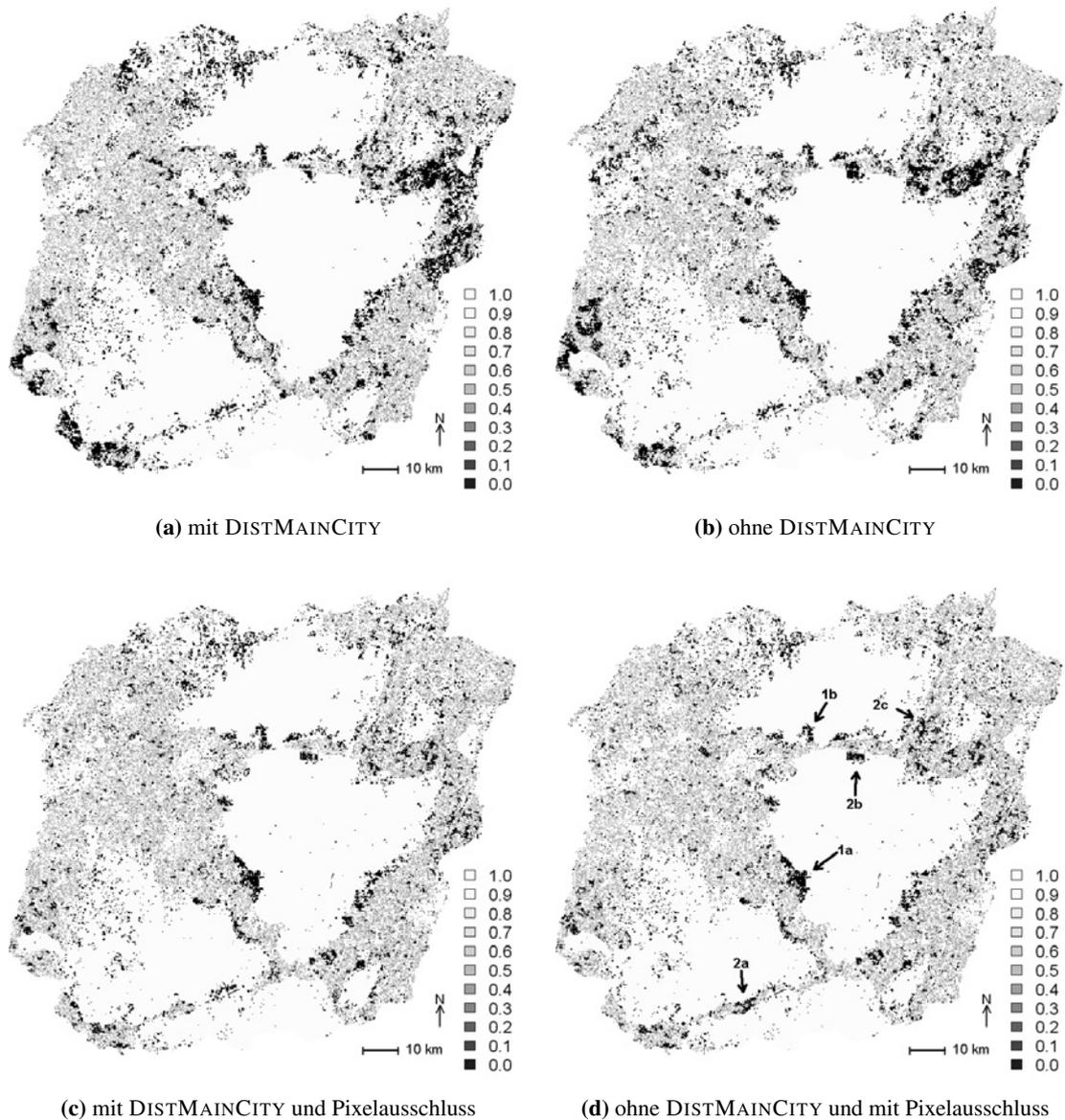


Abbildung 4.14: Vergleich der modellierten Landnutzung und der Referenzdaten für das Jahr 2000. Berechnet ist der $Kappa_{fuzzy}$ für jedes Pixel. Zur Berechnung wurde ein 3×3 Fenster mit der Gewichtung 0,5 für die äußeren Zellen verwendet. Je höher der Wert, desto besser die Übereinstimmung zwischen modelliertem Ergebnis und Vergleichsdaten. Erklärung der Pfeile siehe Text.

nen in Kapitel 4.5.2 decken. Da innerhalb von Schutzwäldern keine Flächen verändert werden dürfen, werden die neuen landwirtschaftlichen Flächen innerhalb des *Forêt classée de l'Ouéme Supérieure* auch nicht modelliert und deshalb als Fehler angezeigt (Abbildung 4.14d, Pfeil 1a). Ebenfalls zuwenig Flächen werden nördlich des *Forêt classée de l'Ouéme Supérieure* modelliert (Abbildung 4.14d, Pfeil 1b). Wie die Interpretation der Satellitenbilder zeigt, wurde hier eine neue Stichstraße in bewaldetes Gebiet angelegt. Diese kleine Straße wurde auch in die Variable

DISTROAD integriert. Trotzdem kann das Modell hier keine landwirtschaftlichen Flächen modellieren, da die berechneten Wahrscheinlichkeiten nur aufgrund des Abstandes zur Straße zu gering sind. Erst die Kombination mit einer entsprechenden Bevölkerungsdichte würde hier ausreichende Wahrscheinlichkeiten ergeben, hierfür liegen jedoch keine Informationen vor. Ein ähnliches Problem besteht entlang der neuen Piste Ouberou-Bassila. Hier wurden insgesamt zu viele Feldflächen generiert – an leicht versetzter Stelle (Abbildung 4.14d, Pfeil 2a). Das Modell generiert die neuen Felder dort, wo auch die Bevölkerungsdichte am größten ist. In der Realität wurden die Felder jedoch etwas weiter östlich angelegt. Auch hier kann vermutet werden, dass die Ursache in den ungenauen Bevölkerungsdaten liegen. Für die zahlreichen Migrantendörfer liegen keine verlässlichen Bevölkerungszahlen vor. Wenn sie im Zensus gezählt werden, sind sie den umliegenden größeren Dörfern hinzugerechnet. Diese Ungenauigkeit der vorliegenden Daten kann als eine Ursache der Modellabweichung angesehen werden.

An zwei weiteren Orten werden im Modell zu viele landwirtschaftliche Flächen generiert. Im einen Fall ist es möglicherweise eine Ungenauigkeit der Abgrenzung des Schutzwaldes *Forêt classée de l'Ouémé Supérieure* (Abbildung 4.14d, Pfeil 2b), im anderen sind es hohe Wahrscheinlichkeiten des statistischen Modells, die zu einer Überschätzung der Feldflächen führen (Abbildung 4.14d, Pfeil 2c).

4.6.2 Sensitivität der Modellparameter

Das Ziel der vorliegenden Arbeit liegt nicht in der Modellentwicklung, weshalb auf eine umfangreiche Sensitivitätsuntersuchung der Modellparameter verzichtet wird. Es sollen dennoch einzelne für die Modellierung des Untersuchungsgebietes interessante Eigenschaften ausgewählter Parameter kurz beleuchtet werden.

An erster Stelle muss der Einfluss der Nachbarschaftswahrscheinlichkeit genannt werden (vgl. Kapitel 4.1.1). Modellläufe ohne Einbeziehung der Nachbarschaftswahrscheinlichkeit mussten abgebrochen werden, da kein Ergebnis erzielt werden konnte. Die Ursache liegt darin, dass die Wahrscheinlichkeiten der Landnutzungsklassen *Siedlung* und *Landwirtschaft* stark korreliert sind, also hohe Wahrscheinlichkeiten beider Klassen gleichzeitig auftreten (vgl. Abbildung 4.8). Dies führt zu einer starken Konkurrenzsituation, die der iterative Modellalgorithmus durch Anpassen der Iterationsvariable lösen muss. Auch die Klasse *Savanne* hat ein ähnliches Muster der Wahrscheinlichkeiten wie *Landwirtschaft*. Erst durch die Verwendung der Nachbarschaftswahrscheinlichkeit konnte das Modell eine Lösung finden. Der Einfluss der Nachbarschaftswahrscheinlichkeit kann im Modell beliebig eingestellt werden. Erst ab einer Gewichtung von ca. 50 % wurden realistische Ergebnisse erzielt. Mit einer Erhöhung der Nachbarschaftswahrscheinlichkeit werden zwar Landnutzungsveränderungen mehr an die Umgebung schon vorhandener Pixel der Landnutzung gebunden, dies beschränkt jedoch nicht die Entstehung neuer landwirtschaftlicher Flächen (vgl. Abbildung 4.13f).

Experimente mit der Conversion Matrix zur Einbeziehung der Brachedynamik brachten keine befriedigenden Ergebnisse und wurden schon weiter oben beschrieben. Die im Untersuchungsgebiet vorherrschende Vielfalt der Brachezyklen (Mulindabigwi, 2006) und deren Abhängigkeit von der Landnutzungsintensität können mit den implementierten Modellparametern nicht abgebildet werden.

4.7 Zusammenfassung und Diskussion der Modellergebnisse

Die Landnutzungsveränderungen zwischen 1991 und 2000 wurden mit dem räumlich expliziten dynamischen Modellkonzept CLUE-S für die vier Hauptklassen *Siedlung*, *Landwirtschaft*, *Wald und dichte Savanne* und *Savanne und andere* modelliert. Hierzu wurden Wahrscheinlichkeiten der Landnutzung bzw. der Landnutzungsänderung mittels logistischer Regression berechnet. Zusammen mit Nachbarschaftswahrscheinlichkeiten und weiteren Modellparametern bilden sie die Parametrisierung des Modells. Die beobachteten Veränderungen zwischen 1991 und 2000 liefern den Antrieb bzw. die quantitativen Rahmenbedingungen, die das Modell simulieren soll.

Die Ergebnisse der logistischen Regression, die durch die Wahrscheinlichkeitskarten die räumliche Muster der Landnutzungsverteilung beschreiben, zeigen eine gute Modellgenauigkeit (AUC-Werte zwischen 0,7 und 0,9). Für jede Landnutzungsklasse sind es unterschiedliche erklärende Variablen, die einen großen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit haben (gemessen als Odds Ratio des Inter-Quartilabstandes). Das Regressionsmodell für *Siedlung* wurde nur mit den erklärenden Variablen POPDENS und DISTROAD1991 geschätzt, da die anderen Variablen aufgrund der geringen Häufigkeit der Klasse keine sinnvollen Regressionsparameter liefern. Dadurch ergibt sich eine Wahrscheinlichkeitsverteilung in Abhängigkeit der zwei Variablen, wobei der Abstand zur Straße einen deutlich größeren Effekt zeigt.

Die Regressionsmodelle für die anderen Landnutzungsklassen wurden mit allen Variablen geschätzt. Da für alle Landnutzungen multivariate Modelle geschätzt wurden, ergeben erst die Effekte aller Variablen die berechnete Wahrscheinlichkeit und müssen daher eher in einer Zusammenschau interpretiert werden. Es zeigt sich, dass die sozio-ökonomischen Variablen im Vergleich zu den naturräumlichen Variablen alle einen starken Effekt haben. Die Bevölkerungsdichte hat auf die anthropogen dominierten Landnutzungen *Landwirtschaft* und *Savanne und andere* (hauptsächlich Brachevegetation) einen deutlich positiven Einfluss. Im Fall der Klasse *Wald* zeigt die Variable POPDENS einen starken negativen Effekt auf die Wahrscheinlichkeiten. Daraus lässt sich ableiten, dass die Wahrscheinlichkeit für (größere) Waldflächen mit zunehmender Bevölkerungsdichte rapide abnimmt bzw. dass Waldflächen mit einer hohen Wahrscheinlichkeit in andere Landnutzungen umgewandelt werden. Dieses Ergebnis zeigt klar den direkten Zusammenhang zwischen Bevölkerungsdichte und Landnutzung, was sich aus den wenig differenzierten und relativ homogenen landwirtschaftlichen Anbausystemen im Untersuchungsgebiet ergibt.

Die ökonomischen Faktoren DISTROAD1991, DISTVILL und DISTMAINCITY zeigen unterschiedliche Effekte in den Regressionsmodellen der einzelnen Landnutzungstypen: Während DISTROAD1991 in allen Modellen einen sehr starken Einfluss hat, ist DISTMAINCITY im Modell *Landwirtschaft* wenig ausgeprägt, dafür hat DISTVILL nur im Modell *Landwirtschaft* einen Einfluss. Mit jedem Kilometer zusätzlicher Entfernung zur nächsten Straße verringert sich die Wahrscheinlichkeit für *Landwirtschaft* um jeweils 15 % und für *Savanne* um knapp 10 %, für *Wald* erhöht sich die Wahrscheinlichkeit um jeweils 10 % (Anteil dieser Variable zur Gesamtwahrscheinlichkeit). Der direkte Zugang zu Infrastruktureinrichtungen ist für die anthropogen dominierten Landnutzungen wichtiger als eine kurze Entfernung zu größeren Ortschaften mit mehr Absatzmöglichkeiten auf größeren Märkten. Dies spiegelt die Tatsache wider, dass Händler auch in weiter entfernte Dörfer kommen, um landwirtschaftliche Produkte aufzukaufen, nur der Abstand zu einer einigermaßen befahrbaren Piste ist dafür eine Voraussetzung (Doevenspeck, 2005).

Die Ergebnisse decken sich auch insofern mit den Berechnungen von Manyong et al. (1996), als bei deren Berechnung der landwirtschaftlichen Anbausysteme die Entwicklung der Untersuchungsregion als „population driven“ eingestuft wird. Das heißt, dass die landwirtschaftliche

Produktion weniger durch den Anbau von Cash Crops und den damit wichtigen Marktzugang gesteuert wird als vielmehr durch eine kleinbäuerlich organisierte Wirtschaftsweise, für die die lokalen Bedingungen wichtiger sind.

Im Regressionsmodell, das *landwirtschaftlich bedingte Landnutzungsänderungen* erklärt, drehen sich die Vorzeichen des Einflusses der Variablen POPDENS und DISTROAD um: Geringere Bevölkerungsdichten und ein größerer Abstand zur Straße erhöhen die Wahrscheinlichkeit für Landnutzungsveränderungen. Dies zeigt, dass diese Variablen nicht immer den erwarteten und lange postulierten Effekt von hohem Bevölkerungsdruck und Straßenbau in tropischen Regionen aufweisen (Angelsen & Kaimowitz, 1999; Geist et al., 2006). Dieser Effekt gilt nur im Zusammenspiel aller im Modell verwendeter Variablen. Werden die zusätzlichen Variablen der Veränderungsmodelle (DISTAGRAREA1991, DISTFOREST2000, DISTROADFOREST2000) entfernt, so zeigt DISTROAD wieder den gleichen Effekt wie im Modell für *Landwirtschaft*. Diese Tatsache weist auf eine starke Interaktion der verwendeten Variablen hin, die jedoch noch weiter untersucht werden muss. Angelsen & Kaimowitz (1999) weisen darauf hin, dass durch die Hinzunahme weiterer Variablen der Effekt der Bevölkerung auf die abhängige Variable gemindert wird, d. h. die Variable „Bevölkerung“ demnach als Proxy für weitere verdeckte Variablen anzusehen ist. Möglich wäre, dass z. B. die Variable DISTROADFOREST2000 den Effekt der Variable DISTROAD stark beeinflusst. An dieser Stelle muss nochmals betont werden, dass die Interpretation der Variablen in einem multivariaten Modell nur in der Zusammenschau erfolgen kann.

Der beschriebene Effekt ist auch in dem Modell vorhanden, das nur die Veränderung von *Wald*→*Landwirtschaft* erklärt. Auch hier können verdeckte Interaktionseffekte eine Rolle spielen. Die beobachteten Veränderungen (der Entwaldung) befinden sich nicht in direkter Nähe zu bestehenden Straßen wie in anderen Studien (Mertens & Lambin, 2000), was den sehr schwachen Effekt der Variable DISTROAD erklärt. Vielmehr ist bei einer hohen Distanz zu großen Ortschaften (DISTMAINCITY), geringer Entfernung von Waldflächen zu Straßen (DISTROADFOREST2000) und bestehender landwirtschaftlicher Flächen in näherer Umgebung (DISTAGRAREA1991) mit einer hohen Wahrscheinlichkeit der Entwaldung zu rechnen.

Landbesitzverhältnisse (Variable FC) oder Zugangsregelungen spielen insofern für die Landnutzung eine große Rolle, als dass in den Schutzwäldern die agrarische Nutzung nicht erlaubt ist. Dies führt zu einer scharfen Grenze der Landnutzungsmuster, die in den statistischen Modellen (über die Wahrscheinlichkeitskarten) sehr ausgeprägt wiedergegeben wird. Nur den Fall der Übertretung dieser Grenzen kann weder das statistische Regressionsmodell noch das dynamische Modell hinreichend erklären bzw. simulieren, was zu einem entsprechenden Modellfehler führt.

Die naturräumlichen erklärenden Variablen der Bodeneignung für landwirtschaftliche Produktion (SOIL) und Reliefeinheiten (TPI) zeigen generell schwache Effekte auf die Wahrscheinlichkeit bei allen Modellen. Nur naturräumliche Extrem- oder Sonderstandorte, wie Talbereiche oder steile Inselberge bzw. geringmächtige, nicht bewirtschaftbare Böden, können wahrnehmbare Effekte im Modell erzeugen. Zum Beispiel liegt im Modell der Landnutzungsveränderung die Odds Ratio der Bodenklassen 2 (schlecht geeignet) und 3 (mäßig geeignet) bei 1, d. h. zwischen den Klassen ändern sich die Odds nicht. Das heißt das Vorkommen der einen oder anderen Bodenklasse ändert die Wahrscheinlichkeit nicht. Auch die Reliefklassen *Hang* und *Toplagen* zeigen keinen bzw. nur einen geringen Unterschied der Odds Ratios in allen Modellen. Ob die Reliefstandorte tatsächlich keinen Unterschied auf die Wahrscheinlichkeit der Landnutzung haben oder ob dies nur an der gewählten räumlichen Auflösung der Daten liegt, muss mit weiteren Untersuchungen geklärt werden.

Das dynamische Modell der Landnutzungsänderungen zwischen 1991 und 2000 basiert auf den Wahrscheinlichkeitskarten der logistischen Regression, womit die generellen Muster der modellierbaren Landnutzungsänderungen vorgegeben sind. Die landwirtschaftliche Flächenerwei-

terung stellt die dominante Landnutzungsänderung dar, daher wurde für die Landnutzungs-klassen *Landwirtschaft* das Regressionsmodell der Landnutzungsänderung im dynamischen Modell verwendet. Die Wahrscheinlichkeitskarte dieses Modells gibt die räumlichen Muster der beobachteten Veränderungen besser wieder als das Modell für die bestehenden landwirtschaftlichen Flächen von 1991.

Es wurden mehrere dynamische Modellversuche durchgeführt, um ein möglichst realistisches Muster der Landnutzungsveränderung zu erreichen. Der Vergleich mit den Referenzdaten von 2000 ergibt für das beste Modell eine generelle Übereinstimmung von 86 % bei einem $Kappa_{fuzzy}$ von 0,35. Mit dem dynamischen Modell konnten die neuen landwirtschaftlichen Flächen entlang der neuen Piste Ouberou-Bassila simuliert werden, wenn auch nicht mit räumlich identischer Lage. Damit zeigt der Modellansatz, dass der Prozess der Agrarkolonisation (vgl. Doeven-speck, 2005) mit diesem Modell abgebildet werden kann, wenn die Antriebskräfte bekannt sind und in das Modell integriert werden können. Die zeitliche Kausalität des Effektes von Straßenbau auf Landnutzungsänderung ist hier relativ eindeutig, was von Angelsen & Kaimowitz (1999) als zu überprüfender Aspekt betont wurde: Die neue Piste wurde aus politischen Gründen der Infrastrukturverbesserung des ländlichen Raumes gebaut, was zur Folge hatte, dass sich mehrere tausend Migranten innerhalb weniger Jahre angesiedelt haben und Landwirtschaft betreiben. Das Modell kann jedoch „nur“ den Effekt simulieren, nicht jedoch die Kausalität selbstständig erzeugen.

Die Ungenauigkeiten der Simulation sind zum Großteil auf Ungenauigkeiten der Daten zurückzuführen, z. B. in der Verteilung der Bevölkerung oder unbekannt, aber für die lokale Bevölkerung wichtige Verbindungspisten. Zum Transport der Waren der Kleinbauern reichen oft auch kleine Pfade, die nur mit dem Fahrrad oder Moped befahrbar sind. Ebenso konnte mit den vorhandenen Daten der Bodeneignung kein statistisch signifikanter Zusammenhang mit den Landnutzungsveränderungen hergestellt werden.

Eine Beschränkung des CLUE-S-Modellansatzes stellte die limitierte Möglichkeit der Parametrisierung zeitlicher Dynamiken dar. Zeitlich und räumlich hochvariable und von Zufallsfaktoren abhängige Veränderungen wie die Brachefeldwechselwirtschaft, konnten nicht adäquat modelliert werden. Die sehr unterschiedlichen und lokal differenzierten Brachezeiten konnten mit den vorhandenen Modellparametern nicht ausreichend genau wiedergegeben werden. Dafür müsste das Modellkonzept um dynamisch reagierende Brachezeiten erweitert werden. Das Muster der räumlichen Verteilung ist in starkem Maße von den Wahrscheinlichkeitskarten abhängig, die solche zeitlichen Prozesse nicht abbilden können. Mit der Modellvorgabe, dass 20 % der Pixel sich während des Modelllaufes nicht ändern dürfen, also quasi Dauerbrache sind, konnte ein „Modell-effekt“ erzielt werden, der zumindest ein ähnliches Muster generiert. Hier besteht jedoch noch erheblicher Bedarf, den Modellansatz zu erweitern.

Die Simulation der Verteilung der Landnutzungsänderungen ist in hohem Maße von der Nachbarschaft bestehender (gleicher) Landnutzungen abhängig. Für die beiden Landnutzungs-klassen *Siedlung* und *Landwirtschaft* wurde eine erhöhte Wahrscheinlichkeit der Veränderung in der unmittelbaren Umgebung bestehender Landnutzung angenommen. Damit konnte die starke Konkurrenz beider Landnutzungs-klassen auf gleichen Pixeln gemindert werden und das Modell fand in weniger Iterationen eine Lösung.

Mit dem verwendeten Modellansatz und den eingesetzten Daten konnten die Landnutzungsveränderungen zwischen 1991 und 2000 mit einer guten Genauigkeit modelliert werden. Für diese Zeitspanne der Modellkalibrierung wurden die aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Veränderungen als Vorgabe („Demand“) verwendet. Für Szenarien zukünftiger Landnutzungsveränderungen müssen plausible Annahmen für die sich ändernden Antriebsfaktoren gefunden werden, um das Modell anzutreiben. Dies ist der Inhalt des nächsten Kapitels.

5 Szenarien der Landnutzungsveränderung in Zentralbenin bis 2025

Um zukünftige Veränderungen der Landnutzung abschätzen zu können und damit auch mögliche Folgen auf andere Teilsysteme (Hydrologie, Biodiversität, Ernährungssicherung) zu evaluieren, sind Szenarien der Landnutzungsveränderung notwendig. Szenarien sind „plausible views of the future based on ‘if then’ assertions“ (Alcamo et al., 2006, S. 137). Es handelt sich also *nicht* um Vorhersagen, sondern um in sich schlüssige und plausible Beschreibungen möglicher zukünftiger Entwicklungen unter gegebenen Rahmenbedingungen. Szenarien beleuchten die Zusammenhänge verschiedener Faktoren, die ein System bestimmen, und ihre möglichen Ausprägungen in der Zukunft (Raskin et al., 2002). Es sind unterschiedliche Entwicklungen möglich, je nach Entscheidung der Akteure und der vorhandenen Rahmenbedingungen. Deshalb werden meist mehrere Szenarien für eine Fragestellung entworfen, die verschiedene alternative Zukunftsmöglichkeiten darstellen (Jenkins, 1997). Szenarien können als Planspiele unterschiedliche Entwicklungen bei veränderlichen Rahmenbedingungen aufzeigen und dienen Entscheidungsträgern als eine wichtige Informationsbasis. Auch die Szenarienanalysen des IMPETUS-Projektes sollen Entscheidungsgrundlagen für Stakeholder aller Verwaltungsebenen in Benin sein. Dazu sollen die Ergebnisse der modellierten Szenarien in Entscheidungsunterstützungssysteme (engl: Decision Support Systems (DSS)) integriert werden.

Die Realisierung von Szenarien kann auf zwei unterschiedlichen methodischen Wegen erfolgen: Qualitative Szenarien beschreiben alternative Zukunftsmöglichkeiten als Tendenzen, meist in Textform (sog. *storylines*), quantitative Szenarien versuchen die Annahmen in numerischer Form darzustellen (Alcamo et al., 2006). Der Vorteil qualitativer, textbasierter Szenarien liegt in der direkten Erklärung der Annahmen und kann gleichzeitig die Sichtweise vieler Beteiligter darstellen. Dadurch wird direkt der Prozess der Szenariendifindung deutlich, in den meist mehrere Personen/Institutionen bzw. Stakeholder eingebunden sind. Szenarien werden oft als Input für Modelle verwendet, die jedoch numerische Informationen benötigen, hierin liegt der größte Nachteil qualitativer Szenarien. Quantitative Szenarien können diese Werte liefern, haben jedoch den Nachteil, dass durch die Festlegung auf Zahlenwerte eine Genauigkeit impliziert wird, die in Wirklichkeit aber nicht vorhanden ist (Alcamo et al., 2006). Häufig beruhen quantitative Szenarien selbst auf Modellrechnungen und beinhalten deshalb nur einen Teil der Prozesse¹ (und deren Ergebnisse), die ein qualitatives Szenario ausführen könnte (Alcamo et al., 2006). Numerische Angaben sind jedoch für viele Anforderungen notwendig, so dass häufig beide Ansätze gemeinsam verwendet werden (Alcamo et al., 2006; Busch, 2006).

Um Szenarien der Landnutzungsveränderung zu entwerfen, muss das Wirkungsgefüge zwischen Antriebskräften und Veränderungsprozess bekannt sein. Des Weiteren müssen Annahmen über die zukünftige Relevanz der Antriebskräfte gemacht werden oder neue Antriebskräfte in Betracht gezogen werden². Die generellen Annahmen und Rahmenbedingungen eines Szenarios

¹ Modelle können per definitionem nur einen Teil der Realität simulieren und sind damit unvollständig.

² Beispielsweise der Anbau von Biokraftstoffen durch veränderte politische und gesellschaftliche Rahmenbedingungen.

können sehr gut in Form einer Storyline formuliert werden, anhand derer einzelne Schlüsselfaktoren quantifiziert werden. Nach diesem Schema wurden (und werden) im IMPETUS-Projekt unterschiedliche Szenarien beschrieben und quantifiziert. Im Folgenden sollen, basierend auf den festgelegten Rahmenbedingungen des IMPETUS-Projektes, Szenarien der Landnutzungsentwicklung in Zentralbenin definiert und im räumlichen Landnutzungsmodell umgesetzt werden.

5.1 Bestehende Rahmenszenarien bis 2025

Szenarien der Landnutzungsveränderung für das Untersuchungsgebiet dienen als Inputparameter („Demand“) für das Modell, das diese Annahmen räumlich explizit modelliert. Zur Definition von Szenarien müssen also Antriebskräfte der Veränderung verwendet werden, die die Quantität einzelner Landnutzungsklassen bestimmten. In der Regel handelt es sich um die gleichen Antriebskräfte, die bei der Analyse der Veränderungsmuster der Landnutzung (Bevölkerung, Ökonomie, technologische und biophysikalische Faktoren) verwendet werden. Die einzelnen Faktoren können sich jedoch deutlich unterscheiden, da die Flächenmenge einzelner Landnutzungen in erheblichem Maße von ökonomisch-technologischen Faktoren abhängig ist. Gerade bei quantitativen Abschätzungen muss auf die Aussage hingewiesen werden, dass Landnutzungsveränderungen Reaktionen auf ökonomische Möglichkeiten sind, die im Einzelfall jedoch durch Filterfaktoren (auch vermittelnde Faktoren) verändert werden (vgl. [Kapitel 2](#) und [Lambin et al. 2001](#); [Geist et al. 2006](#)).

Zur Definition von möglichen Szenarien werden im Folgenden zunächst globale Szenarien der Entwicklung Benins beleuchtet, bevor dann die im IMPETUS-Projekt festgelegten Szenarien-Rahmenbedingungen dargestellt werden. Daraus werden anschließend konkrete Szenarien der Landnutzungsveränderung im Untersuchungsgebiet abgeleitet.

5.1.1 Nationale Entwicklungs-Szenarien Benins

Neben diversen politischen Aktionsplänen, die weniger Szenarien als Absichtserklärungen sind, gibt es zwei große, landesweite Szenarien der mittelfristigen Entwicklung Benins. Im Auftrag des Ministère d’Etat Chargé de la Cooperation de l’Action Gouvernementale, du Plan, du Développement et de la Promotion de l’Emploi (MCPD) und des Entwicklungsprogramms der Vereinten Nationen in Benin (UNDP) wurden Szenarien der Entwicklung Benins bis 2025 zusammengestellt ([NLTPS, 2000b](#)). Basierend auf Indikatoren aus fünf thematischen Bereichen (institutionelle Rahmenbedingungen, soziale Faktoren des Wohlstandes, internationale Beziehungen, nachhaltige Entwicklung und soziales Umfeld) werden vier nationale Szenarien beschrieben: zwei negative (*La tortue sur le dos*, *Wahala*) und zwei positive (*Toninyo* und *Alafia*). Durch eine plausible Kombination der Schlüsselfragen innerhalb der thematischen Bereiche entstehen die Rahmenbedingungen der nationalen Szenarien. Für jedes Szenario werden für die Zeitspannen 2000-2010, 2011-2020 und 2021-2025 Beschreibungen der Entwicklungen gegeben, z. T. mit quantitativen Angaben bestimmter Variablen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf sozio-ökonomischen Annahmen, wie dem Bruttoinlandsprodukt oder der Alphabetisierungsrate. Es wird wenig bis gar nicht auf die landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen eingegangen, die heute und mit Sicherheit auch in naher Zukunft die wirtschaftliche Grundlage des Landes bilden.

Die Szenarien unterscheiden sich z. T. extrem, da spezifische Schlüsselfragen in den fünf thematischen Bereichen jeweils positiv und negativ beantwortet werden. Die Szenarien werden zwar alle als „mögliche Wahrscheinlichkeit“ angegeben, aber das positivste Szenario *Alafia* wird als

„wünschenswert“ bezeichnet, worin es sich von den anderen abhebt. Es stellt sich die Frage, wie groß der Nutzen von sehr unterschiedlichen und ungleich präferierten Szenarien für die Anwendung in weiteren Analysen oder Modellen ist³.

Ein weiterer Bericht, der für Szenarien der Landnutzung relevant ist, befasst sich mit Szenarien der Forstwirtschaft Benins (MDR, 2000). Die Szenarienannahmen knüpfen an die National Long Term Perspective Study (Etude nationale de perspectives a long terme) (NLTPS)-Szenarien an und erweitern diese um ein *ökologisches* und ein *ökonomisches* Szenario, wobei für die Szenarien *Alafia* und *Wahala* Annahmen bezüglich der Forstwirtschaft getroffen werden. Allerdings beschränken sich die Szenarienbeschreibungen auf wenige Zielvorgaben (Hypothesen), die mit einer Reihe von Strategien beantwortet werden. Es handelt sich eher um eine Handlungsempfehlung zum Erreichen der Zielvorgaben. Der Bericht gibt jedoch detailliert Auskunft über die momentane Nutzung der Waldressourcen in Benin sowie die die Nutzung beeinflussenden Faktoren, wie Institutionenanalyse, Einbettung in die gesamte Volkswirtschaft und rechtliche Rahmenbedingungen. Sehr deutlich wird herausgestellt, dass die vorhandenen politischen Strukturen und beteiligten Institutionen bezüglich der Forstwirtschaft in Benin relativ ineffizient arbeiten, was zusammen mit einer unklaren Verantwortlichkeitsstruktur zu einer quasi nicht-existenten Forstwirtschaft geführt hat (siehe auch: Akpado 2000; Siebert & Elwert 2002). Ausnahmen sind mit Entwicklungshilfegeldern finanzierte Forstprojekte oder kleinere Plantagen (Botokou, 2004; Djogbenou, 2002).

5.1.2 IMPETUS-Referenzszenarien

Innerhalb des IMPETUS-Projektes wurden in einem mehrstufigen und partizipativen Ansatz unterschiedliche Szenarien der Entwicklung Benins bis zum Jahr 2025 entwickelt (IMPETUS, 2005). Der Zeithorizont 2025 wurde gewählt, um den gleichen zeitlichen Rahmen wie die NLTPS-Szenarien abzudecken. In Abbildung 5.1 ist eine Übersicht der Arbeitsschritte und Zwischenergebnisse dargestellt. Zunächst wurden durch eine umfangreiche Problemanalyse Basisdefinitionen für grundlegende Entwicklungsszenarien geschaffen. Es wurden drei *Referenzszenarien* definiert, die eine große Bandbreite möglicher Entwicklungen abdecken. Aus ökonomisch-institutioneller Perspektive handelt es sich um ein ökonomisch eher optimistisches Szenario (Szenario B1), ein ökonomisch eher pessimistisches Szenario (Szenario B2) und ein „Business as usual“-Szenario (Szenario B3). Für verschiedene Themenbereiche wurden generelle Entwicklungstendenzen bestimmt, die in Tabelle 5.1 aufgeführt sind. Aus der Problemanalyse entstanden zusätzlich sog. *Problemkomplexe*, die disziplinübergreifend herausragende Problemstellungen bearbeiten und mittels Modellrechnungen zu einer Quantifizierung der Indikatoren benötigt werden⁴. Ausgehend von den Referenzszenarien wurden in Schritt drei relevante Indikatoren und Antriebskräfte bestimmt, für die in Schritt vier über eine qualitative Analyse die *Entwicklungsrichtung* erarbeitet wurde. Über verschiedene Modelle, die in den Problemkomplexen entwickelt wurden, können die einzelnen Indikatoren und Antriebskräfte quantifiziert werden. Eine besondere Schwierigkeit stellt die Tatsache dar, dass für das eine Modell eine bestimmte Variable Inputfaktor (=Antriebskraft) ist und für ein anderes Modell Outputfaktor. Dies kann nur durch einen iterativen Prozess gelöst werden. Schlussendlich können zusätzliche Interventionsszenarien berechnet werden, die spezifische Planungsszenarien und deren Effekte simulieren, sowie ökologische und ökonomische Bewertungen vorgenommen werden.

³ Die SRES-Szenarien der Working Group III des International Panel on Climate Change (IPCC) sind z. B. explizit gleichwahrscheinliche Szenarien, die alle gleichviele Vor- wie Nachteile haben (siehe <http://www.grida.no/climate/ipcc/emission/>, gesehen am 18.08.2007)

⁴ Für Details bezüglich der Problemkomplexe und deren Einbettung in IMPETUS siehe IMPETUS (2005)

Tabelle 5.1: Übersicht über die IMPETUS-Referenzszenarien (Quelle: [IMPETUS 2005](#))

Szenario B1 („on pousse“)	Szenario B2 („on se débrouille“)	Szenario B3 („on fait avec“)
Ökonomisches Wachstum und Verankerung der Dezentralisierung	Ökonomische Stagnation und institutionelle Unsicherheit	Business as usual
Gesamtwirtschaftliche Entwicklung		
<ul style="list-style-type: none"> • Stabile wirtschaftliche Entwicklung und Ausbau der internationalen Wettbewerbsposition • Steigende Bedeutung des Industriesektors und des Transitverkehrs 	<ul style="list-style-type: none"> • Ökonomische Stagnation und Abkopplung vom intern. Marktgeschehen • Rückläufige Einkommen • Wettbewerbsfähigkeit sinkt • Rückgang des Transitverkehrs 	<ul style="list-style-type: none"> • Starke informelle, schwache formelle wirtschaftliche Integration • geringe Konkurrenzfähigkeit auf dem Weltmarkt
Entwicklung im Agrarsektor		
<ul style="list-style-type: none"> • Zunahme von Innovationen • Ausweitung der landw. Anbauflächen • Weiterverarbeitung der Produkte 	<ul style="list-style-type: none"> • Fehlende Innovationen • Stagnierende Produktivität • Ausweitung der Subsistenzlandwirtschaft 	<ul style="list-style-type: none"> • Geringe Innovationsrate • Ausweitung der landw. Anbauflächen und der Tierhaltung
Entwicklung der politischen Rahmenbedingungen		
<ul style="list-style-type: none"> • Politische Stabilität und funktionale Verwaltungsstrukturen • Kontinuität in der EZ* • Auslandsinvestitionen nehmen zu 	<ul style="list-style-type: none"> • Politische Destabilisierung und dysfunktionale Verwaltungsstrukturen • Zunehmende Konflikte – Benin verliert Status als Schwerpunktland der EZ* 	<ul style="list-style-type: none"> • Etablierte Machtstrukturen bleiben erhalten • Kontinuität in der EZ*
Demografische Entwicklung / Lebensqualität		
<ul style="list-style-type: none"> • Beschleunigte Verlangsamung des Bevölkerungswachstums und Wachstum von Mittelstädten • Verbesserung der Lebensbedingungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Geringere Verlangsamung des Bevölkerungswachstums • Lebensbedingungen verschlechtern sich 	<ul style="list-style-type: none"> • Verlangsamung des Bevölkerungswachstums und Wachstum von Mittelstädten • Abwanderung ins Ausland • Leichte Verbesserung der Basisversorgung
Umwelt und Ressourcen		
<ul style="list-style-type: none"> • Funktionierendes Ressourcenmanagement • Ressourcenkonflikte nehmen ab • Wasserverbrauch steigt 	<ul style="list-style-type: none"> • Schwaches Ressourcenmanagement • Unkontrollierte Ressourcennutzung • Ressourcenkonflikte 	<ul style="list-style-type: none"> • Fortführung von Ressourcenmanagement • Ressourcenkonflikte durch Verknappung

* EZ = Entwicklungszusammenarbeit

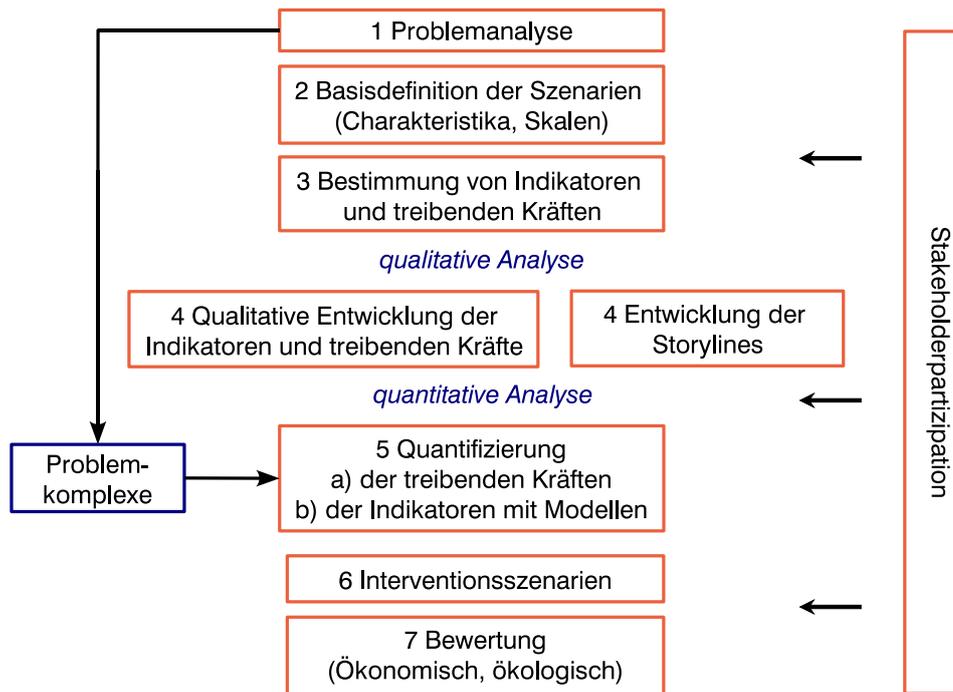


Abbildung 5.1: Ablaufschema der Szenarienentwicklung im IMPETUS-Projekt (Verändert nach: IMPETUS 2005)

Im Folgenden sollen, basierend auf den Annahmen der drei Referenzszenarien, konkrete Vorgaben für das in **Kapitel 4** regionalisierte Landnutzungsmodell erstellt werden. Dazu werden zuerst die quantifizierbaren Antriebskräfte diskutiert, für die in den folgenden Abschnitten die entsprechenden Annahmen getroffen werden.

5.2 Ableitung der Szenarienparameter

Zur Berechnung von Szenarien müssen die einzelnen Parameter (Antriebskräfte), die die Gesamtfläche der Landnutzung bestimmen, definiert und hergeleitet werden. Die Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen ist die dominante Landnutzungsveränderung im Untersuchungsgebiet, weshalb die Beschreibung der Antriebskräfte dieser Landnutzungsveränderung im Folgenden auch im Vordergrund steht. Generell muss die Gesamtfläche der unterschiedlichen Landnutzungsklassen, für die das Modell kalibriert wurde, für jedes simulierte Jahr angegeben werden. Diese Daten werden häufig von ökonomischen Modellen produziert, welche jedoch in der erforderlichen räumlichen Auflösung für das Untersuchungsgebiet nicht vorhanden sind. Deshalb musste die Quantifizierung der Landnutzungsflächen über einfache Annahmen und Berechnungen erfolgen.

5.2.1 Landwirtschaft

Bevölkerungswachstum und Nutzungsintensität

Die Bevölkerungsdichte bzw. das Bevölkerungswachstum stellt mit Sicherheit den wichtigsten Antriebsfaktor im Untersuchungsgebiet dar. Für mehr als die Hälfte der Einwohner ist die Land-

wirtschaft die wichtigste ökonomische Einkommensquelle, bei gleichzeitig wenig- bis nicht-mechanisierter Anbautechniken (vgl. Kapitel 3.2.4). Hier stellt sich die Frage, wie sich ein zunehmendes Bevölkerungswachstum auf die landwirtschaftliche Flächenausweitung auswirkt. Projektionen des Bevölkerungswachstums bis 2025 liegen auf Departement-Ebene vor (vgl. Kapitel 4.3.2). Die Aufsummierung der projizierten Bevölkerung im Untersuchungsgebiet für den Zeitraum 1991-2025 zeigt einen deutlichen Knick im Jahr 2002, ab dem die Projektionsdaten vorliegen (Abbildung 5.2). Dieser Effekt entsteht durch die Disaggregation, die die Bevölkerung auf die einzelnen Dörfer nach ihrem Anteil verteilt. Daraus wird deutlich, dass die Bevölkerung im HVO viel schneller zunimmt (höhere Wachstumsrate) als in den umliegenden Gemeinden der Departements Donga und Borgou, da mit großer Wahrscheinlichkeit die Bevölkerung mit der bestehenden Geschwindigkeit weiter anwachsen wird. Die Bevölkerungsprojektionen in Abbildung 5.2 wurden für die IMPETUS-Referenzszenarien berechnet und zeigen erstaunlicherweise keine großen Unterschiede. Dies liegt daran, dass das Bevölkerungswachstum relativ wenig beeinflussbar ist und daher stabile Wachstumskurven aufweist.

Der Vergleich von Bevölkerungswachstum und Veränderung der landwirtschaftlichen Fläche auf Arrondissement-Ebene zeigt keinen signifikanten Zusammenhang (Abbildung 5.3). Das heißt, die Zunahme der Bevölkerung hat je nach lokalen Gegebenheiten einen sehr unterschiedlichen Einfluss auf die Zunahme landwirtschaftlicher Flächen und kann daher nicht als direkter Antriebsfaktor zur Szenarienabschätzung verwendet werden.

Neben der reinen Veränderung der Bevölkerung ist jedoch auch die Nutzungsintensität in der Form „bewirtschaftete Fläche pro Kopf“ interessant. Die Bevölkerung sollte hierbei natürlich aus dem entsprechenden Bevölkerungsteil, also der landwirtschaftlich aktiven oder ländlichen Bevölkerung bestehen. Aus der Veränderung der Nutzungsintensität mit zunehmender Bevölkerungsdichte kann direkt die benötigte landwirtschaftliche Fläche abgeleitet werden. Eine sehr einfache Abschätzung besteht darin, die Veränderung in Zentralbenin in Abhängigkeit der Bevölkerungsdichte als Referenz zu nehmen (Abbildung 5.4). Mit zunehmender Bevölkerungsdichte kann und wird immer weniger Fläche pro Kopf bewirtschaftet (vgl. Turner II & Kates, 1993). Da es sich bei der Untersuchungsregion um eine homogene Region in Bezug auf die landwirt-

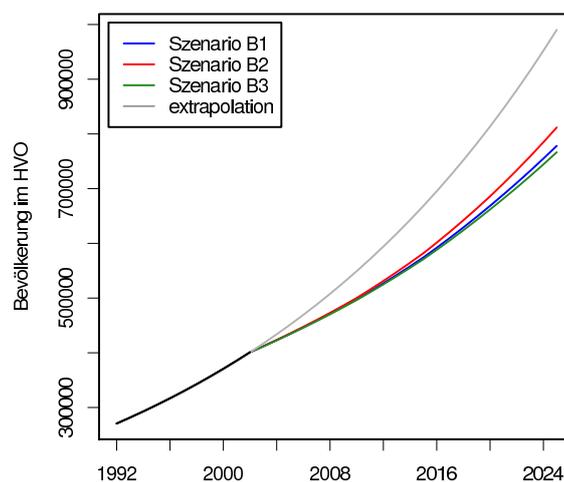


Abbildung 5.2: Bevölkerungsprojektionen für das Untersuchungsgebiet. Der Zeitraum 1992-2002 basiert auf Zensusdaten. Ab 2002 Projektionen, disaggregiert für das Untersuchungsgebiet und Extrapolation, basierend auf der interzensial-Wachstumsrate.

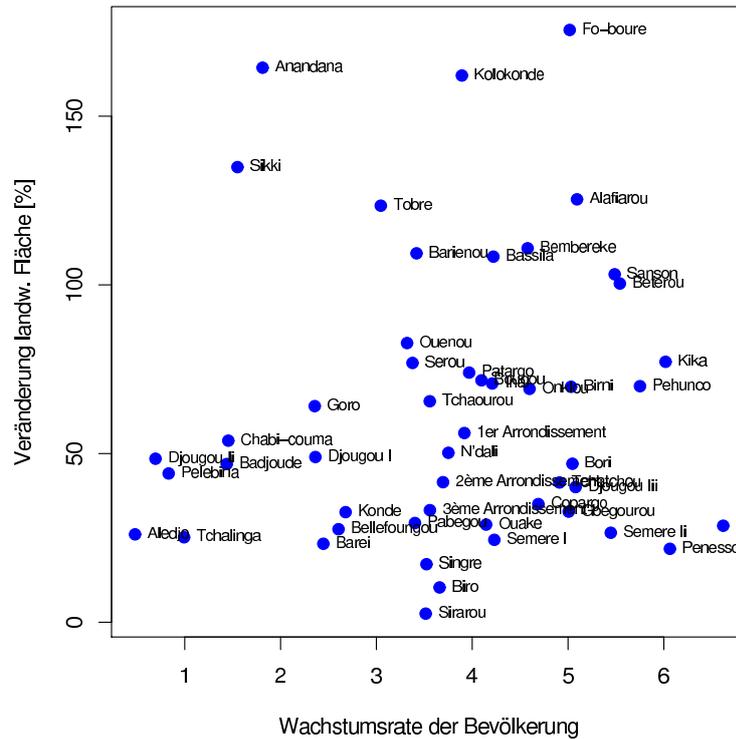


Abbildung 5.3: Zusammenhang zwischen Bevölkerungswachstum und der Veränderung landwirtschaftlicher Fläche für alle Arrondissements in Zentralbenin (vgl. Abbildung 3.2)

schaftlichen Anbausysteme handelt, kann davon ausgegangen werden, dass sich bei insgesamt zunehmender Bevölkerungsdichte die Verhältnisse dahingehend entwickeln werden, wie man sie heute in Regionen mit höherer Bevölkerungsdichte (z. B. im Westen Zentralbenins) beobachtet kann. Das bedeutet, dass sich die Anbausysteme nicht grundlegend ändern werden.

Über eine lineare Regression kann die Abnahme der pro Kopf bewirtschafteten Fläche bei zunehmender Bevölkerungsdichte geschätzt werden (Abbildung 5.4b):

$$F_k = \beta D_a + m \quad (5.1)$$

Wobei F_k = bewirtschaftete Fläche pro Kopf, β = Umrechnungsfaktor, D_a = Bevölkerungsdichte der Arrondissements und einer Konstanten m . Hierfür werden nur die Arrondissements mit einer Bevölkerungsdichte von unter $100 \text{ E}/\text{km}^2$ verwendet, womit städtische Arrondissements ausgeschlossen werden. Wie in Abbildung 5.4b zu erkennen, gibt es auch Ausreißer, die durch sozio-ökonomische Besonderheiten und sehr ungünstige Grenzverläufe der Arrondissement entstehen und deshalb nicht in die Regression einfließen. Es kann angenommen werden, dass hier das Problem der „ecological fallacy“ vorliegt (vgl. Kapitel 2.2.1).

In Gebieten mit geringer Bevölkerungsdichte liegt die landwirtschaftliche pro-Kopf-Fläche bei ca. 0,8 ha und nimmt auf ca. 0,2 ha bei $100 \text{ E}/\text{km}^2$ ab. Die pro-Kopf-Fläche im HVO liegt bei 0,5 ha bei einer Bevölkerungsdichte von $26 \text{ E}/\text{km}^2$, also leicht unterhalb der Regressionsgeraden. Daraus könnte interpretiert werden, dass innerhalb des HVO noch Spielraum für eine höhere Bewirtschaftungsintensität besteht als in der gesamten Untersuchungsregion Zentralbenin. Die

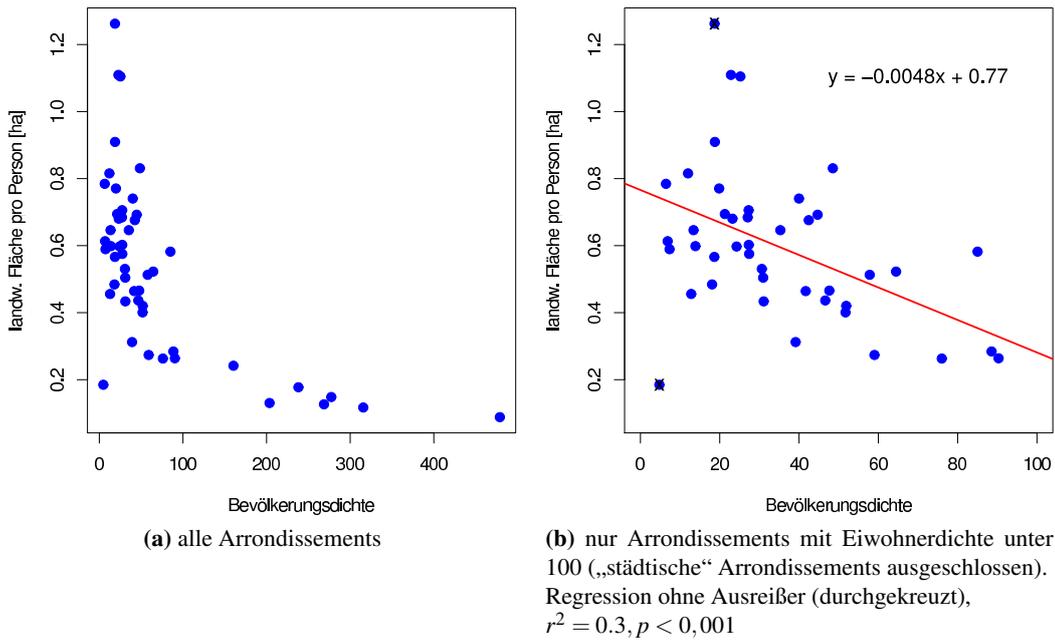


Abbildung 5.4: Verhältnis zwischen Bevölkerungsdichte (Einwohner/km²) und landwirtschaftlicher Fläche pro Kopf in Zentralbenin für Arrondissements

Regression in Abbildung 5.4b weist ein relativ geringes Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,3$ auf, wobei die geschätzten Faktoren β und m statistisch signifikant sind ($p < 0,001$).

Mit den ermittelten Regressionskoeffizienten kann nun für eine zukünftige Veränderung der Bevölkerungsdichte der erwartete landwirtschaftliche Flächenbedarf berechnet werden. Zunächst wird der sich durch zunehmende Bevölkerungsdichte bis 2025 (D_{at}) verändernde Flächenkoeffizient F_{kt} ermittelt mit

$$F_{kt} = \beta D_{at} + m. \quad (5.2)$$

Anschließend kann die landwirtschaftliche Fläche (L_t) bei wachsender Bevölkerung (B_t) mit

$$L_t = B_t F_{kt} \quad (5.3)$$

berechnet werden.

Die Schätzung des Flächenkoeffizienten F_k für den Szenarienzeitraum zeigt, dass sich die bewirtschaftete Fläche im HVO pro Kopf von 2000 bis 2025 von 0,6 ha auf 0,5 ha erniedrigt (basierend auf Szenario B1). Die Differenz zu den oben genannten 0,5 ha ergibt sich dadurch, dass der Mittelwert des HVO nicht genau auf der Regressionsgeraden liegt. Mit einem Korrekturfaktor ε , der in Gleichung (5.2) eingefügt wird, kann die Extrapolation der landwirtschaftlichen Fläche exakt an die Landnutzungsdaten von 2000 anknüpfen.

Die räumliche Aggregation der Landnutzungsdaten für das Landnutzungsmodell verändert die Flächenverhältnisse, da die landwirtschaftlichen Flächen bevorzugt erhalten wurden (vgl. Kapitel 4.3.1). Verglichen mit den ursprünglichen Landnutzungsdaten ist die landwirtschaftliche Fläche um den Faktor 1,8 vergrößert. Zur Berechnung der Flächendaten für die Szenarien im Modell muss also dieser Faktor r berücksichtigt werden. Damit ergibt sich folgende Gleichung:

$$L_t = B_t F_{kt} r \quad (5.4)$$

Erträge der landwirtschaftlichen Produktion

Neben der Bevölkerung ist die landwirtschaftliche Produktionstechnik ein wesentlicher Faktor, der die Größe der genutzten Fläche steuert. Die Schlüsselgröße ist hier der Ertrag der relevanten Feldfrüchte. Steuerungsfaktoren des Ertrags sind im Wesentlichen die Produktionsfaktoren Arbeitskräfte, Dünger/Pflanzenschutz und Bodenfruchtbarkeit. Letzteres wird in den Modellansatz nicht integriert, somit ist die Verfügbarkeit der ersten beiden Faktoren die wesentliche Inputgröße. Der Arbeitskräftemangel stellt eine wesentliche Beschränkung der Produktion vieler Bauern dar (Mulindabigwi, 2006), deren zukünftige Änderung jedoch kaum abzuschätzen ist. Auch sind Daten zur saisonalen Arbeitsmigration in Benin nur sehr eingeschränkt vorhanden (Doevenspeck, 2005). Es ist daher anzunehmen, dass sich auch bei wachsender Bevölkerung keine großen Änderungen ergeben werden. Die Intensivierung der Produktion kann daher alleine über eine kapitalgesteuerte Veränderung erfolgen, also mit besseren Sorten und vermehrtem Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmitteln.

Versuche des IMPETUS-Projektes im Untersuchungsgebiet zeigen, dass durch eine Kombination von organischem Dünger und Mineraldünger Ertragssteigerungen von bis zu 178 % möglich sind (Dagbenonbakin, 2005). In Südbenin sind bis zu 30 % Ertragssteigerung für Mais möglich, jedoch orientiert sich die Steigerungsrate immer an dem lokalen Produktionslevel, das für Zentralbenin aufgrund der noch relativ fruchtbaren Böden höher ist als im dicht besiedelten Südbenin (Nubukpo & Galiba, 1999). Unter der Annahme, dass nur ein bestimmter Ertrag zur Subsistenz und für den Markt produziert wird, kann der landwirtschaftliche Flächenverbrauch berechnet werden. Wenn der Ertrag durch verstärkten Düngereinsatz zunimmt, kann auf weniger Fläche angebaut werden, um den gleichen Ertrag zu erzielen. Die relative Veränderung der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche kann ermittelt werden durch

$$l_p = \frac{\sum_{i=1}^m k_i l_{ai}}{100}, \quad (5.5)$$

mit

$$k = \frac{1}{(E_i/100) + 1}$$

wobei

l_p = potentielle landwirtschaftliche Fläche in Prozent,

m = Anzahl unterschiedlicher Feldfrüchte,

k_i = Faktor, um den sich die angebaute Fläche jeder Feldfrucht bei optimalem Düngereinsatz reduziert, um den gleichen Ertrag zu erwirtschaften,

l_{ai} = aktueller Flächenanteil jeder Feldfrucht

E_i = zu erwartende Ertragssteigerung jeder Feldfrucht in Prozent

Technologische Innovationen setzen sich meist nur langsam in einer bestimmten Region durch, so dass die zu erwartende Flächenreduktion durch Ertragssteigerungen als ein kontinuierlicher Prozess in den Szenarien angenommen wird. Zusätzlich ist auch davon auszugehen, dass nicht auf allen Flächen die volle potentielle Ertragssteigerung durchführbar ist, da es immer Unterschiede in den lokalen Bodeneigenschaften und der Anwendung durch die Bauern gibt. Nach Daten der FAO ist von einem Implementierungsfaktor von 0,6 der maximalen Innovationsmöglichkeit auszugehen (nach FAO 2001 zitiert in Mulindabigwi 2006). In Anbetracht der Tatsache, dass das Untersuchungsgebiet sehr ländlich geprägt ist mit vergleichsweise geringer Anbindung an Versorgungsmöglichkeiten mit landwirtschaftlichen Produktionsgütern, wird nur mit 50 % des Implementierungsfaktors gerechnet. Die Anwendung von Düngemitteln setzt immer auch die

ökonomische Möglichkeit der Bauern voraus, die Mittel überhaupt erwerben zu können, was nur bei einem erwirtschafteten Gewinn möglich ist. Dies kann zusätzlich zu einer Verlangsamung der Innovationsrate führen. Hinzu kommt, dass eine professionelle Ausbildung der Bauern quasi nicht vorhanden ist (nur 1,4 % der Bauern haben eine solche Ausbildung; PADSAs – Programmes d'Appui au Développement du Secteur Agricole (2001)).

Sozio-politisches Umfeld

Die Annahmen bezüglich der politischen Rahmenbedingungen und der sozio-ökonomischen Auswirkungen werden von den IMPETUS-Rahmenszenarien übernommen. Die direkte Beeinflussung von Parametern des Landnutzungsmodells beschränkt sich auf die Implementierung technologischer Innovationen, die im vorigen Abschnitt beschrieben wurden, und die Möglichkeit der Durchsetzung administrativer Regelungen bezüglich der Schutzwälder.

5.2.2 Siedlungen

Zur Berechnung der besiedelten Fläche unter verschiedenen Szenarien ist der Anteil städtischer Bevölkerung die wichtigste Variable. Dieser ist aufgrund von vielen Unsicherheitsfaktoren nur schwer abschätzbar. Hierzu zählen v. a. das Angebot von Arbeitsplätzen, die strukturelle (Un-)Sicherheit in ländlichen Regionen und die Einkommensmöglichkeiten in der Landwirtschaft.

Das Statistikkamt INSAE in Benin weist städtische Regionen in der Statistik aus. Es handelt sich jedoch immer um ganze Arrondissements, die z. T. aber einen erheblichen Anteil ländlicher Bevölkerung aufweisen, wie ein Vergleich im Gelände und mit Satellitendaten zeigt. Deshalb werden im Folgenden nur die Zählbezirke als städtisch angenommen, die erkennbar einer großen städtischen Siedlung angehören (Hauptorte der Communes). Im HVO hat sich die städtische Bevölkerung zwischen 1991 und 2000 von 50 580 auf 105 722 mehr als verdoppelt (Wachstumsrate: 8,5 %). Entsprechend hat sich die Siedlungsfläche (abgeleitet aus Landnutzungskarten) verdoppelt, wobei in der Siedlungsklasse z. T. auch Dörfer enthalten sind.

Durch die Aggregation der Landnutzungsdaten für die Modellierung ist bei diesen Daten der Anstieg weniger stark ausgeprägt. Die Wachstumsrate beträgt hier nur 4,5 %, da hier tatsächlich nur große Siedlungen/Städte in die Klasse *Siedlung* fallen. Die Differenzen sind zum einen auf die Aggregation zurückzuführen, zum anderen aber auch auf Unsicherheiten bezüglich der Abgrenzung von städtischer/ländlicher Bevölkerung. Zur Berechnung der Siedlungsfläche für die Szenarien wird die Veränderung der aggregierten Daten als Grundlage genommen und je nach Annahme abgeschwächt oder verstärkt.

5.2.3 Wald und dichte Savannen

Die Flächengröße der Wälder und dichten Savannen wird zunächst durch das natürliche Vorkommen bestimmt. Da sich die Standortbedingungen in naher Zukunft nicht ändern werden, können die Landnutzungsdaten hierfür als Grundlage verwendet werden. Die Änderung der Waldflächen im Untersuchungsgebiet ist in erster Linie auf die Expansion landwirtschaftlicher Flächen zurückzuführen (vgl. Kapitel 3.5). Eine Abschätzung kann daher durch die Bestimmung der Verlustrate der Waldflächen in der Vergangenheit erfolgen. Die Berechnungen wurden hierbei direkt auf der Basis der aggregierten Daten durchgeführt.

Zwischen 1991 und 2000 wurden 47 % der neuen landwirtschaftlichen Flächen durch Entwaldung angelegt. Daraus folgt, dass knapp die Hälfte der neuen landwirtschaftlichen Flächen als Waldverlust angenommen werden kann.

5.2.4 Savannen und andere Landnutzungen

Diese Landnutzungsclassen sind eine „Sammelklasse“, die verschiedene Landnutzungstypen enthält. Daher werden für diese Klasse keine gesonderten Annahmen oder Berechnungen getroffen. Die Bestimmung der Flächen dieser Klasse erfolgt als Summenausgleich zu den anderen Klassen, damit die Gesamtfläche für jedes modellierte Jahr immer gleich (100 %) ist.

5.3 Definition der Szenarien und Quantifizierung der Parameter für das Landnutzungsmodell

In den folgenden Abschnitten werden die Annahmen der unterschiedlichen Szenarien der Landnutzungsveränderung beschrieben. Zusätzlich zu den bestehenden IMPETUS-Rahmenszenarien werden zwei weitere Szenarien definiert, die als Ergänzung dienen. Zum einen handelt es sich um ein Szenario mit anderen Bevölkerungsberechnungen und zum anderen um ein Interventionsszenario, das beispielhaft die Auswirkungen von Infrastrukturänderungen visualisiert. Die Diskussion der Ergebnisse der Szenarienrechnungen findet sich in Kapitel 5.4.

5.3.1 Szenario B1 – ökonomisches Wachstum

Das IMPETUS-Szenario B1 geht von ökonomischem Wachstum und einer Verankerung der Dezentralisierung aus, also von sich verbessernden Verhältnissen bezüglich der politischen und sozio-ökonomischen Lage. In diesem Szenario ist davon auszugehen, dass durch funktionierende Verwaltungsstrukturen und eine Kontinuität in der Entwicklungszusammenarbeit eine sukzessive Ausweitung (kleiner) agrarischer Innovationen stattfindet. Dadurch kann ein höherer Ertrag pro Fläche produziert werden, wodurch der steigende Flächenverbrauch der Landwirtschaft abgeschwächt wird (entsprechend Gleichung (5.5)).

Bei der Berechnung der landwirtschaftlichen Fläche mit Gleichung (5.4) und den Bevölkerungsdaten von Szenario B1 wächst die landwirtschaftliche Fläche nicht mehr exponentiell äquivalent der Bevölkerung, sondern nur noch linear, da durch zunehmende Bevölkerungsdichte die bewirtschaftete Fläche pro Person kontinuierlich abnimmt. Dies erscheint angesichts der beobachteten starken Flächenausweitung speziell im HVO nicht realistisch. Daher wird angenommen, dass sich die pro Kopf bewirtschaftete Fläche nur mit halber Rate erniedrigt. Die angenommenen Fortschritte im Ressourcenmanagement zeigen sich in einem verringerten Verlust an Waldflächen durch die Landwirtschaft. Werden anfänglich (im Jahr 2000) noch knapp 50 % der landwirtschaftlichen Flächenexpansion durch Entwaldung gewonnen, so sind es im Jahr 2025 nur noch 30 %. Die Siedlungsflächen nehmen mit gleicher Veränderungsrate zu (4,5 %), da die positive ökonomische Entwicklung mehr attraktive Arbeitsplätze in den Städten schafft.

5.3.2 Szenario B2 – ökonomische Stagnation

Im Gegensatz zum Szenario B1 zeichnet das Szenario B2 ein Bild ökonomischer Stagnation, gepaart mit institutioneller Unsicherheit. Dies bedeutet für den Agrarsektor, dass die Bauern keine Gewinne erwirtschaften können und deshalb keine Düngemittel zur Produktionssteigerung erwerben. Da die Verwaltungsstrukturen ineffizient arbeiten und keine Kontrolle der Schutzwaldgebiete erfolgt, werden diese großen Waldgebiete zunehmend in Ackerland umgewandelt, da hier noch fruchtbarere Boden in ausreichender Menge vorhanden ist. Dies wird im Modell dadurch erreicht, dass auf Schutzwaldflächen die Restriktionen „keine Veränderungen möglich“ aufgehoben

werden. Zusätzlich wird der Schutzstatus des *Forêt classée de l'Ouémé Supérieure* aufgehoben, um zusätzliche Flächen zur Verfügung zu stellen⁵. Die Intensivierung (bewirtschaftete Fläche pro Kopf) ändert sich bis 2025 in diesem Szenario nicht.

Das schwache Ressourcenmanagement und die geringen Gewinnmargen in der agrarischen Produktion führen zu einem verstärkten Siedlungswachstum, da immer mehr Menschen im Umkreis von Städten nach Arbeit suchen. Das Siedlungswachstum nimmt bis 2025 auf 6 % pro Jahr zu.

5.3.3 Szenario B3 – Business-as-usual

Das Business-as-usual-Szenario geht davon aus, dass sich die heute zu beobachtende Entwicklungstendenz fortsetzt. Dies bedeutet, dass sich die landwirtschaftlichen Flächen weiter ausdehnen, jedoch mit zunehmender Intensivierung. Allerdings ist die Produktionssteigerung pro Fläche sehr gering, da durch das Fortbestehen ineffizienter Verwaltungsstrukturen keine funktionierenden Verteilungskanäle für die benötigten Produktionsmittel aufgebaut werden können. Der Einsatz von Dünger und damit eine mögliche Ertragssteigerung ist in diesem Szenario unrealistisch. Die Schutzwälder werden durch eine Fortführung des Ressourcenmanagements (auch durch Hilfen der Entwicklungszusammenarbeit (EZ)) erhalten. Nur die Grenzen des *Forêt classée de l'Ouémé Supérieure* können übertreten werden (keine Veränderungsrestriktionen im Modell), wie dies heute schon beobachtet wird. Der Waldverlust wird mit der beobachteten Geschwindigkeit weiter fortschreiten.

5.3.4 Szenario B4 – exponentielles Bevölkerungswachstum

Zusätzlich zu den IMPETUS-Referenzszenarien wurde ein weiteres Szenario erstellt, in dem angenommen wird, dass die Bevölkerung mit dem beobachteten Trend weiter wächst. Durch die Disaggregation der Bevölkerungsprojektionen auf das HVO werden die Bevölkerungszahlen systematisch unterschätzt (vgl. Abbildung 5.2). Es ist davon auszugehen, dass das Bevölkerungswachstum in den nächsten Jahren der gleichen Wachstumsrate unterliegt wie in der letzten Dekade. Daher wurden die Annahmen des Szenarios B3 genommen, jedoch mit extrapoliertem Bevölkerungswachstum.

5.3.5 Szenario B5 – Interventionsszenario

Szenarien können auch als Planspiele eingesetzt werden, in denen ein bestimmtes Vorhaben in seiner Auswirkung auf die Umwelt evaluiert wird. Daher wurde ein Szenario entwickelt, das die Auswirkungen eines hypothetischen Straßenbaus zeigt. Es wurde angenommen, dass im Jahr 2010 eine neue Piste zwischen Partago und Doguè eingerichtet wird, um das potentiell fruchtbare (Wald-)Land zu erschließen. Um möglichst sinnvolle und realistische Daten zu erhalten, wurde angenommen, dass auch drei Dörfer entlang der neuen Straße „entstehen“, die bis 2025 eine Bevölkerung von je 700 Einwohnern aufweisen. Dieses Szenario ist nicht unrealistisch, da in Gesprächen mit Mitarbeitern der Abteilung *Direction de la Planification et du suivi-évaluation* des *Ministère des Travaux Publics et des Transports* deutlich wurde, dass in Zentralbenin Planungs-ideen bezüglich neuer Pisten diskutiert werden, jedoch etwas außerhalb des HVO. Grundlage dieses Interventionszenarios ist das Szenario B4 mit den entsprechenden Annahmen und Einstellungen.

⁵ Dies erfolgt über die Entfernung der Schutzwaldfläche in der erklärenden Variable FC.

5.3.6 Zusammenfassung der Szenariendefinitionen

Basierend auf den im IMPETUS-Projekt definierten Referenz-Szenarien wurden spezifische Szenarien der Landnutzungsänderung abgeleitet. Dabei konnte nicht auf ein ökonomisches Modell zurückgegriffen werden, das die Quantität der Landnutzung simuliert. Durch Ableiten von Schlüsselannahmen konnten jedoch Abschätzungen für zukünftige Landnutzungsänderungen gemacht werden. Die landwirtschaftliche Flächenexpansion spielt hierbei eine dominierende Rolle. Ein Vergleich der Agrarflächenentwicklung in den unterschiedlichen Szenarien ist in Abbildung 5.5 dargestellt.

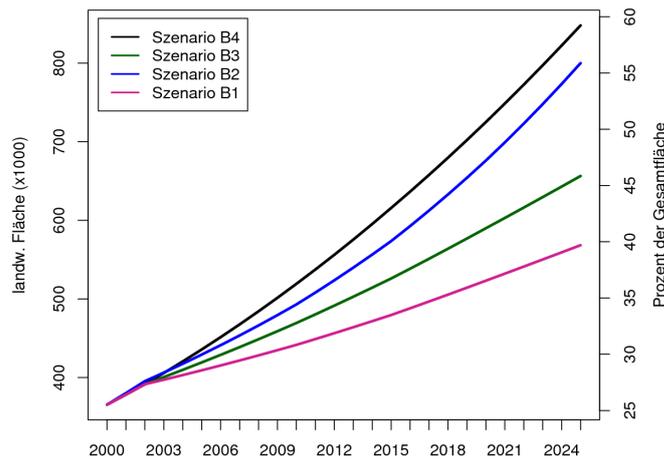


Abbildung 5.5: Vergleich der Entwicklung der landwirtschaftlichen Flächen entsprechend den unterschiedlichen Szenarien bis 2025. Die Flächenangaben entsprechen den aggregierten Daten (Faktor 1,8)

Es ist deutlich zu erkennen, dass die Annahmen bezüglich der Bevölkerungsentwicklung einen maßgeblichen Einfluss auf die Landwirtschaft haben. Mit den Annahmen des Szenarios B4 (extrapoliertes Bevölkerungswachstum) wird sich die landwirtschaftlich genutzte Fläche bis 2025 mehr als verdoppeln. Insgesamt werden dann ca. 60 % der gesamten Fläche des HVO landwirtschaftlich bewirtschaftet (35 % Zunahme⁶). Im ökonomisch optimistischen Szenario nimmt die landwirtschaftliche Fläche dagegen bis 2025 nur um ca. 15 % zu mit einem fast linearen Anstieg. Das ökonomisch pessimistische Szenario zeigt eine ähnliche Entwicklung wie das B4-Szenario, die exponentielle Zunahme ist jedoch stärker. Der landwirtschaftliche Flächenverbrauch im Business-as-usual-Szenarios (B3) liegt zwischen den anderen beiden Szenarien. Die Zunahme der landwirtschaftlichen Fläche liegt bei ca. 20 %.

Die Szenarien B3 und B4 unterscheiden sich nur durch die Berechnung der Bevölkerungsentwicklung: Im Szenario B3 wurden die demographischen Projektionen auf das Untersuchungsgebiet disaggregiert, in Szenario B4 wurde die Bevölkerungssumme mit den beobachteten Wachstumsraten extrapoliert. In Tabelle 5.2 sind die Annahmen für die unterschiedlichen Szenarien zusammengestellt.

⁶ Die Angaben beziehen sich auf die aggregierten Landnutzungsdaten und enthalten einen gewissen Anteil Savannen.

Tabelle 5.2: Für die Landnutzungsszenarien verwendete Faktoren

	Szenario B1	Szenario B2	Szenario B3	Szenario B4	Szenario B5 (Straßenbau, basierend auf B4)
Bevölkerungs- wachstum	entsprechend demographischer Projektion	entsprechend demographischer Projektion	entsprechend demographischer Projektion	Trendfortschreibung	Trendfortschreibung
Landwirtschaftliche Produktion (Düngereinsatz)	zunehmend	keine Ertragssteigerungen	geringe Ertragssteigerungen	geringe Ertragssteigerungen	geringe Ertragssteigerungen
Landwirtschaftliche Produktion (Flächen- nutzungsintensität, siehe Gleichung (5.4))	steigt (Faktor F_{kt} wird kleiner)	bleibt gleich (Faktor F_{kt} bleibt konstant)	steigt	steigt	steigt
Waldschutz (staatliche Besitzkontrolle)	gut (in <i>Forêt classes</i> werden keine landwirtschaftlichen Flächen angelegt)	nicht mehr vorhanden (Besitzstatus wird aufgegeben, Nutzung der Schutzwaldflächen möglich)	unterschiedlich (es ist möglich, im <i>Forêt</i> <i>classée de l'Ouémé</i> <i>Supérieure</i> Nutzung zu betreiben)	wie B3	wie B3
Interventionen	keine	keine	keine	keine	Neue Piste zwischen Partago und Doguè

5.4 Ergebnisse und Diskussion der Szenarienläufe

Die Ergebnisse der mit XULU modellierten Landnutzungsszenarien sind in Abbildung 5.7 bis 5.11 dargestellt. Entsprechend dem berechneten Bedarf der einzelnen Landnutzungsklassen nimmt die landwirtschaftliche Fläche in allen Szenarien zu, jedoch mit unterschiedlicher Geschwindigkeit. In allen Szenarienrechnungen erfolgt der Zuwachs der landwirtschaftlichen Flächen im gesamten Untersuchungsgebiet (Abbildung 5.6). Es ist jedoch zu erkennen, dass die meisten Flächen nicht in näherer Umgebung der großen Städte bzw. in Regionen mit hoher Bevölkerungsdichte entstehen, sondern eher dort, wo Waldflächen in unmittelbarer Nähe zur Straße vorhanden sind. Solche Regionen mit starkem Zuwachs finden sich u. a. am westlichen Rand entlang der Straße Bassila–Djougou, westlich von N’Dali oder entlang der neuen Piste Ouberou–Bassila. Ein weiteres Charakteristikum aller Szenarienrechnungen besteht darin, dass freie Wald- und Savannenbereiche zwischen schon bestehenden Feldflächen bevorzugt in neue landwirtschaftliche Flächen umgewandelt werden. Dies entspricht dem Muster der Wahrscheinlichkeitskarte (Abbildung 4.10), die die Veränderungswahrscheinlichkeit hin zu landwirtschaftlichen Flächen darstellt.

Bis auf das Szenario B1 wird mit fortschreitender Simulationszeit der Faktor Abstand zur Straße immer dominanter. Vor allem entlang von Straßen in eher unbesiedelten Regionen verteilt das Modell in gewissem Abstand durchgehend landwirtschaftliche Flächen. Dies entspricht zwar auf der einen Seite der Funktion von Straßen, Zugang zu unerschlossenen Flächen herzustellen, die gleichmäßige Form der modellierten Feldflächen dürfte in der Realität jedoch etwas unregelmäßiger sein. Tatsächlich wirken im konkreten Fall lokale Faktoren, wie spontanes Siedlungswachstum und kleinräumige naturräumliche Unterschiede, die das Modell in solcher Genauigkeit nicht abbilden kann.

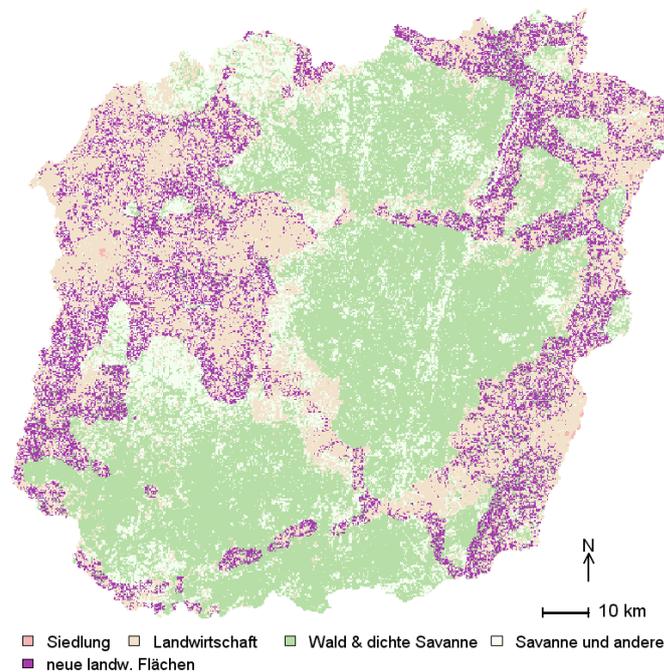


Abbildung 5.6: Zunahme landwirtschaftlicher Flächen in allen Szenarien bis 2025

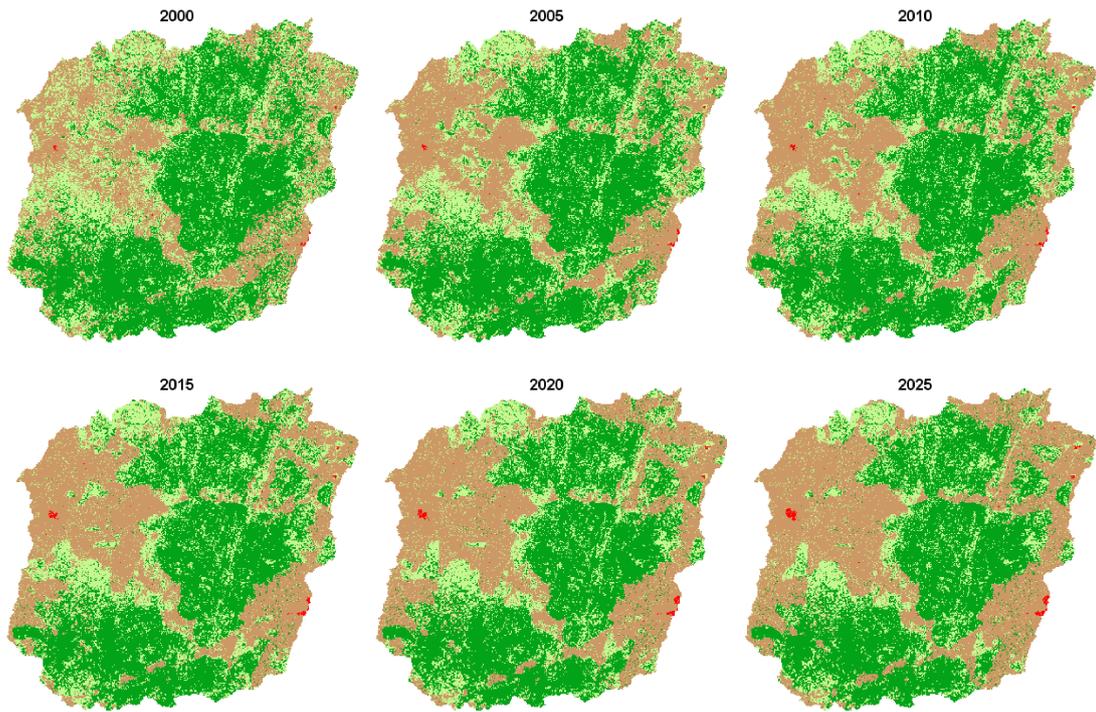


Abbildung 5.7: Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B1 (Legende siehe Abbildung 4.13)

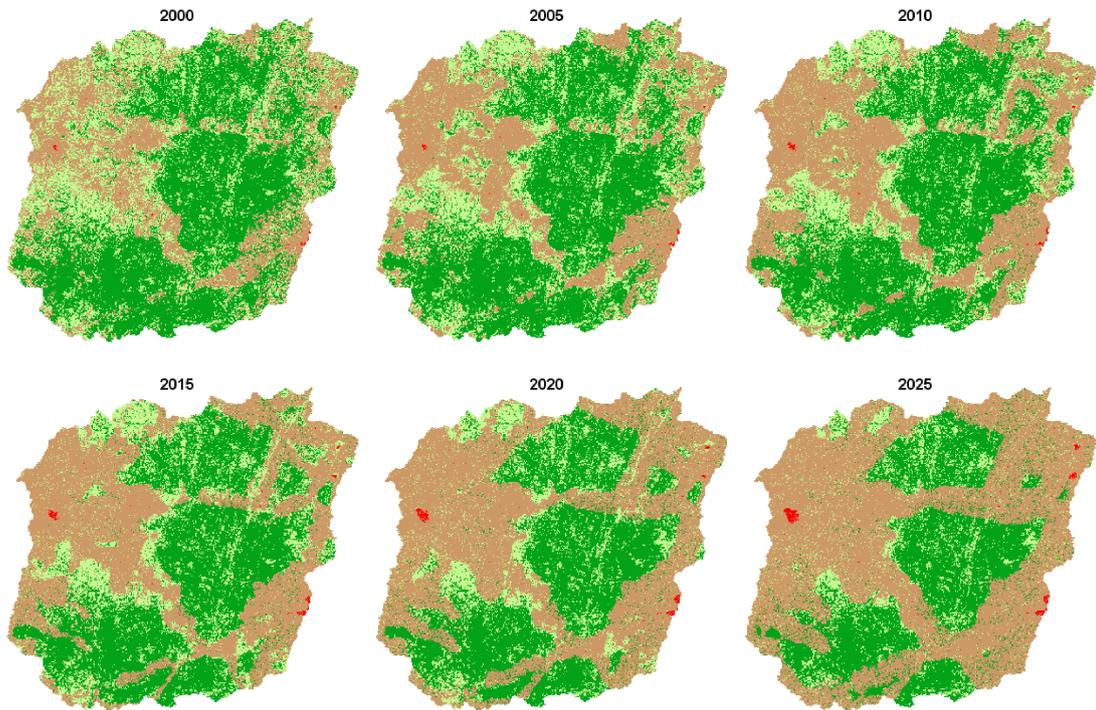


Abbildung 5.8: Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B2

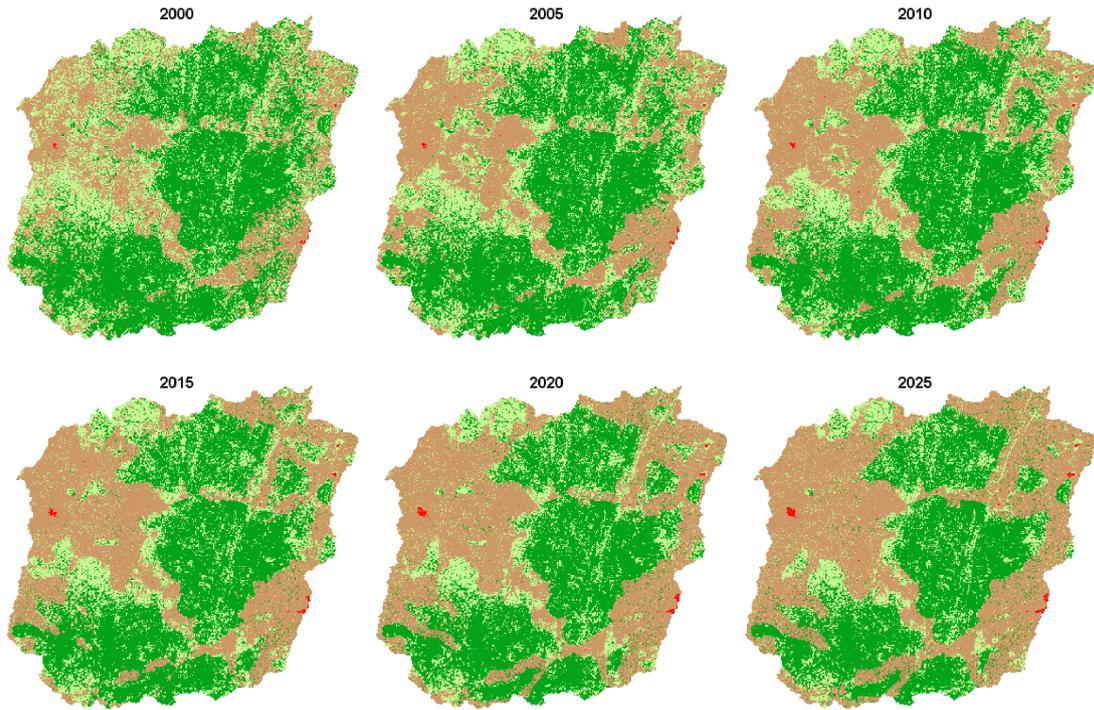


Abbildung 5.9: Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B3

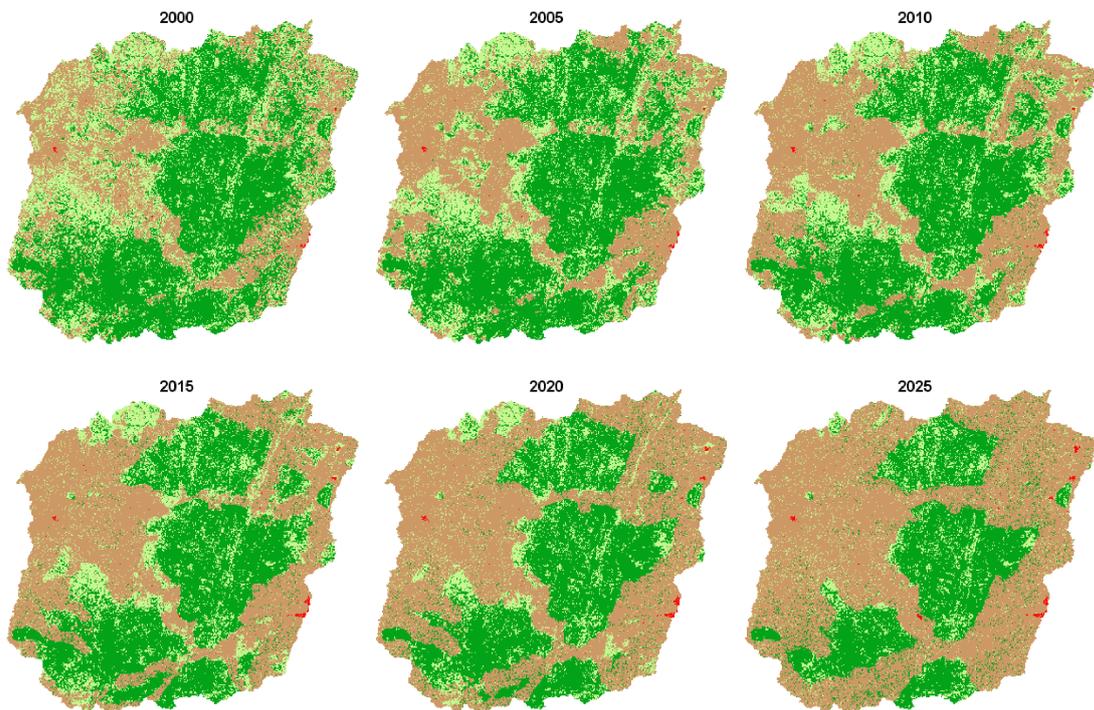


Abbildung 5.10: Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B4

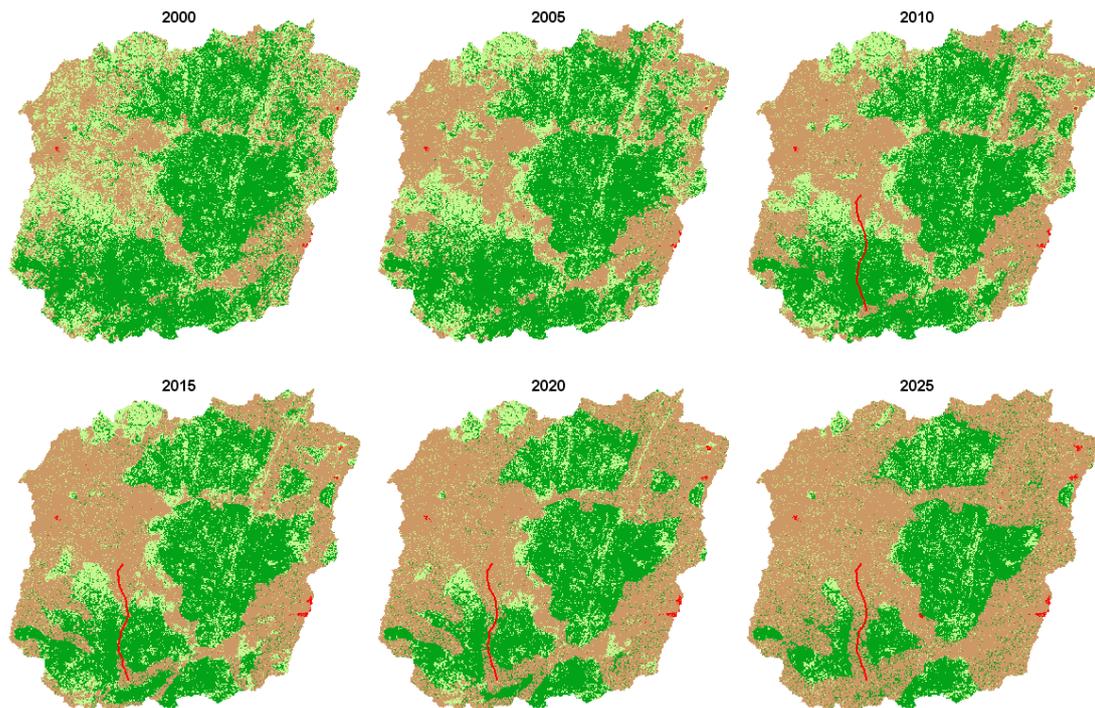


Abbildung 5.11: Ergebnisse des Landnutzungsmodells für Szenario B5

In Szenario B1 (Abbildung 5.7) mit einer generell positiven ökonomischen Entwicklung und einer ressourcenschonender Wirtschaftsweise werden weniger Waldflächen in Ackerland umgewandelt als in Szenario B2 (Abbildung 5.8). Deutlich wird dies u. a. darin, dass neue landwirtschaftliche Flächen stärker auf bestehenden Savannenflächen angelegt werden und die Landnutzungsveränderungen entlang der Waldgebiete weniger stark ausgeprägt sind. Dagegen werden im ökonomisch pessimistischen Szenario B2 solche Flächen relativ schnell in Ackerland umgewandelt (vgl. auch Abbildung 5.13). Das in Szenario B2 angenommene starke Siedlungswachstum betrifft v. a. die Stadt Djougou im Nordwesten des HVO. Von der Stadt Parakou liegen nur kleine Vorstadtbereiche innerhalb des HVO, die in der Simulation bis 2025 nur mäßig wachsen. Eine Mittelstellung nimmt das Szenario B3 (Business as usual, Abbildung 5.9) ein. Das Siedlungswachstum ist ähnlich auf Djougou konzentriert wie im Szenario B1, aber die Expansion landwirtschaftlicher Flächen ist größer und verteilt sich mehr entlang der Straßen im dünn besiedelten Südwesten des HVO.

Die Szenarien B4 (Abbildung 5.10) und B5 (Abbildung 5.11) nehmen in gewisser Weise eine Sonderstellung ein, da bei beiden Szenarien die Bevölkerungsentwicklung exponentiell fortgeschrieben wurde. Dadurch dehnen sich die landwirtschaftlichen Flächen besonders schnell aus. Bis 2025 sind große Teile der vorhandenen Savannen in Ackerland umgewandelt. Gleichzeitig mit einer räumlichen Verdichtung der landwirtschaftlichen Nutzung in der Region Djougou werden die Waldgebiete im Südwesten entlang der Straßen zunehmend in Ackerland umgewandelt. In Szenario B5 wird angenommen, dass im Jahr 2010 eine neue Straße durch das große, nicht geschützte Waldgebiet im Südwesten des HVO gebaut wird. Dies hat zur Folge, dass ab diesem Zeitpunkt das Modell zunehmend landwirtschaftliche Fläche entlang dieser neuen Straße akkumuliert (Abbildung 5.11). Dabei entstehen diese neuen Flächen zuerst am Beginn und Ende der

neuen Straße, bis 2025 auf beiden Seiten der neuen Strecke landwirtschaftliche Flächen entstanden sind. Ein Vergleich der Szenarien B4 und B5 in Abbildung 5.12 zeigt, dass durch die neue Straße landwirtschaftliche Fläche anders verteilt wird: In Szenario B5 werden an den Rändern zu den großen Waldflächen weniger Flächen umgewandelt, die dafür entlang der neuen Straße verteilt werden.

Auffällig ist in beiden Szenarien, dass die größeren Städte Djougou und Parakou nicht vergleichbar wie in den anderen Szenarien wachsen. Dafür vergrößern sich kleinere Städte überproportional. Die Ursache für diese „Ungenauigkeit“ liegt vermutlich in der starken Zunahme der landwirtschaftlichen Flächen. Um diese Zunahme in jedem Zeitschritt erfüllen zu können, muss die Gesamtwahrscheinlichkeit für die Klasse *Landwirtschaft* vergleichsweise stark erhöht werden (über die Iterationsvariable). Dadurch entsteht zwischen den Landnutzungsklassen *Siedlung* und *Landwirtschaft* eine Konkurrenzsituation, die in der Umgebung von großen Siedlungen mit hoher Bevölkerungsdichte immer zu Gunsten der Klasse *Landwirtschaft* ausfällt. Dieses Verhalten ist kein Fehler des Modellalgorithmus, sondern eine Charakteristik des Konzeptes.

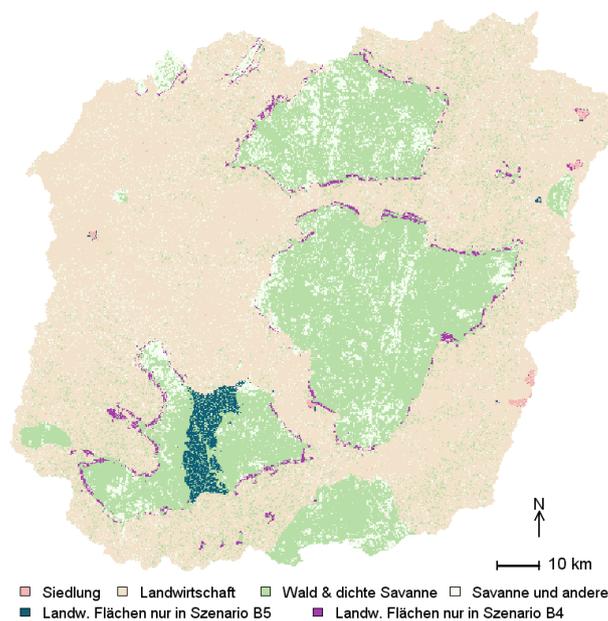


Abbildung 5.12: Unterschiedliche Verteilung der Landwirtschaft durch hypothetischen Straßenbau im modellierten Jahr 2025

5.4.1 Dynamik und Nicht-Linearität

In allen Szenarien nimmt die landwirtschaftlich genutzte Fläche zu. Das Szenario B2 weist schon im Jahr 2015 etwa gleich viel landwirtschaftliche Fläche auf wie das Szenario B1 im Jahr 2025. Ein Vergleich dieser modellierten Jahre der beiden Szenarien zeigt jedoch, dass der gleiche Flächenbedarf (demand) regional sehr unterschiedlich verteilt wird (Abbildung 5.13). Hier ist deutlich zu sehen, dass in Szenario B2 wesentlich mehr Waldflächen entlang von Straßen in landwirtschaftliche Flächen umgewandelt werden (die Waldfläche ist in Szenario B2 zum Vergleichszeitpunkt geringfügig kleiner). Auch werden Waldflächen innerhalb des *Forêt classée de l’Ouémé Supérieure*, der im Szenario B2 für die Nutzung freigegeben ist, sehr schnell umgewandelt.

Diese modellierte Evolution wird durch die dynamische und pfadabhängige Modellierung möglich. Obwohl alle berechneten Szenarien auf den ersten Blick jeweils unterschiedliche Stadien derselben Entwicklung darstellen (Expansion der landwirtschaftlichen Fläche bei gleichzeitigem Waldverlust), können unterschiedliche Stadien aber nicht aneinandergereiht werden, da kleine Änderungen eine andere Entwicklungsrichtung bestimmen können.

Im Fall des Szenarios B5, in dem eine Straße neu hinzugefügt wurde, ist die andere Verteilung der landwirtschaftlichen Nutzflächen gegenüber dem Szenario B4 in der Fläche zwar homogen, die „Umverteilung“ zeigt im Detail jedoch kein einheitliches Muster (Abbildung 5.12).

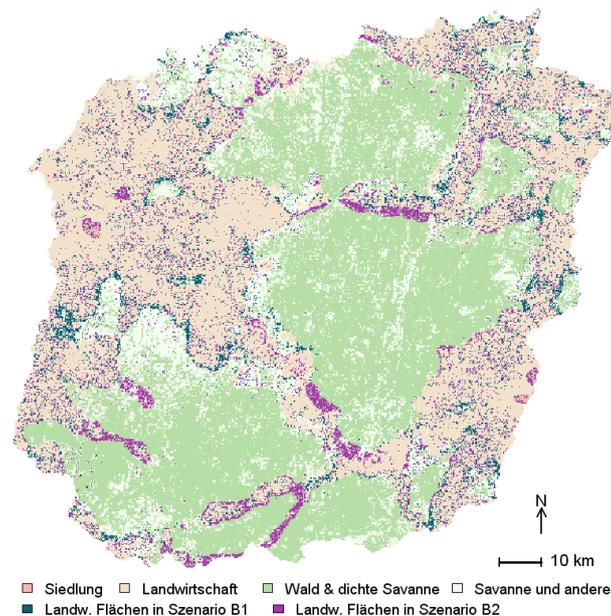


Abbildung 5.13: Vergleich der Szenario B1 im Jahr 2015 und B2 im Jahr 2025. In jeweiligen Jahr weisen beide Szenarien die gleiche landwirtschaftliche Fläche auf. In Dunkelgrün sind landw. Flächen abgebildet, die in Szenario B1 modelliert wurden, jedoch nicht in Szenario B2. In Lila sind landw. Flächen abgebildet, die in Szenario B2, jedoch nicht in B1 verteilt wurden.

5.4.2 Auswirkungen auf die Schutzwälder im Haute Vallée de l’Ouémé

In den Szenariendefinitionen wurden unterschiedliche Annahmen bezüglich der Schutzwälder (*Forêt Classées*) gemacht. Während im Szenario B1 keine Flächen innerhalb der vorhandenen Schutzwälder verändert werden dürfen, sind im Szenario B2 in allen Schutzwäldern Veränderungen möglich und in Szenario B3 bis B5 nur innerhalb des *Forêt Classée de l’Ouémé Supérieure*. Zusätzlich wurde in Szenario B2 der Schutzstatus des *Forêt Classée de l’Ouémé Supérieure* komplett aufgehoben. Trotz der dadurch geschaffenen großflächigen potentiellen Agrarflächen werden bis 2025 erhebliche Teile der kleineren Schutzflächen in landwirtschaftliche Nutzung umgewandelt (Abbildung 5.14a). Diese Entwicklung setzt ab dem Jahr 2015 ein. Aus diesem Modellergebnis kann interpretiert werden, dass kleinere Waldflächen innerhalb von großflächig genutzten Regionen einem hohen Nutzungsdruck unterliegen. Bei weiter entfernt liegenden Schutzflächen (wie im Süden) tritt dieser Effekt weniger stark in Erscheinung.

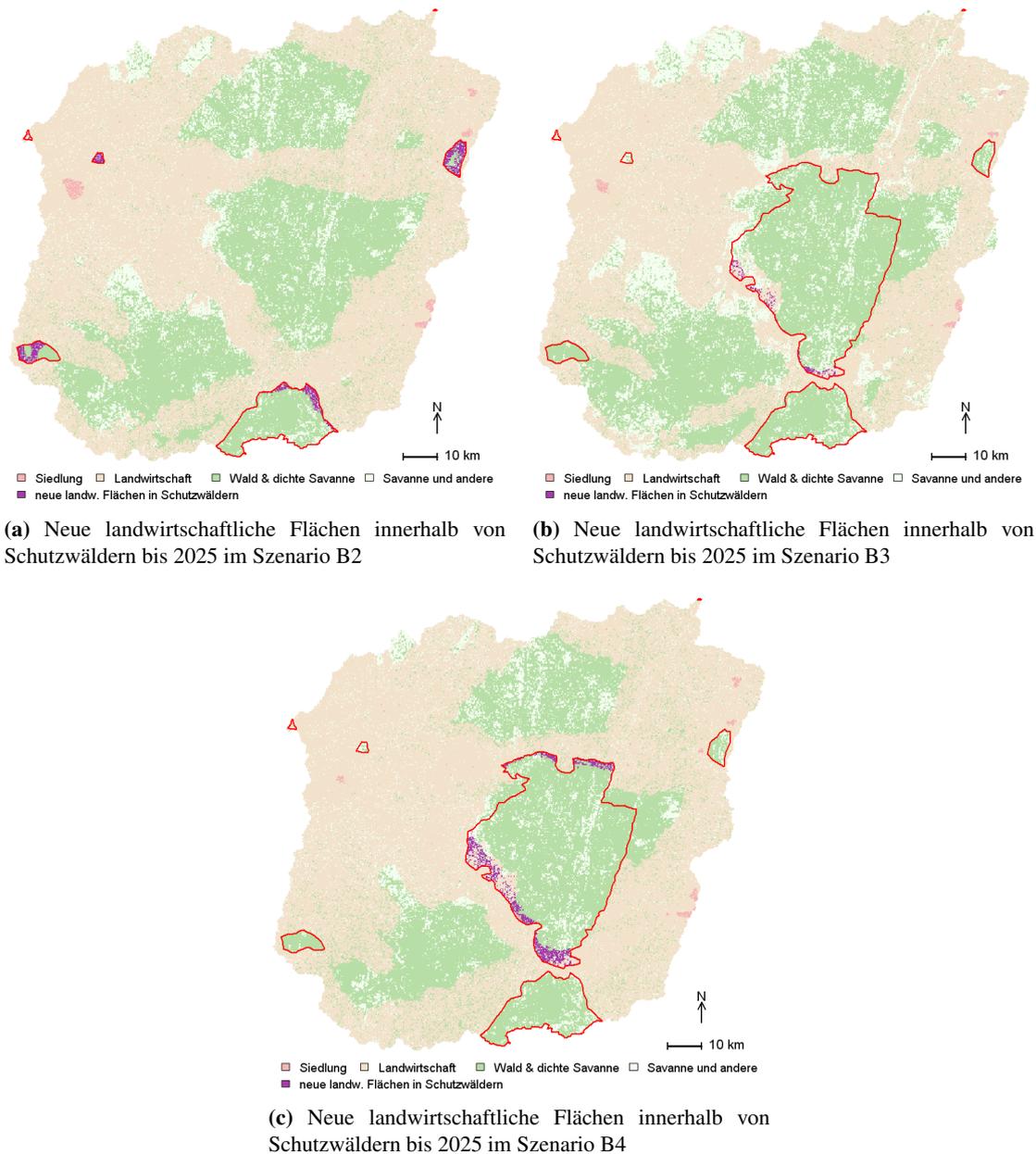


Abbildung 5.14: Expansion landwirtschaftlicher Flächen innerhalb der Schutzwälder in verschiedenen Szenarien-Rechnungen

In Szenario B3 sind bei bestehendem Schutzwaldstatus nur Veränderungen innerhalb des *Forêt classée de l’Ouémé Supérieure* möglich. Da jedoch insgesamt weniger Flächen in landwirtschaftliche Nutzung umgewandelt werden als in Szenario B2, ist der Nutzungsdruck geringer. Nur wenige Flächen auf der westlichen Seite des Schutzwaldes, an der schon vor Modellbeginn landwirtschaftliche Flächen innerhalb des Schutzgebietsgrenzen vorhanden sind, werden ab ca. 2020 in Ackerland umgewandelt (Abbildung 5.14b).

Demgegenüber sind es in Szenario B4, das in Bezug auf die Schutzwälder den gleichen Bedingungen unterliegt wie Szenario B3, deutlich mehr Flächen, die in landwirtschaftliche Nutzung umgewandelt werden (Abbildung 5.14c). Aus der Verteilung dieser neuen Flächen kann abgeleitet werden, dass die Waldflächen auf der westliche Seite des Schutzwaldes eine höhere Gefährdung aufweisen als die an der Nordseite, da diese erst später und mit geringerer Fläche umgewandelt werden.

5.5 Zusammenfassung

Die Erstellung von Szenarien der Landnutzungsänderung mit dem CLUE-S Modellansatz, der in die XULU-Plattform integriert wurde, erfordert drei unterschiedliche inhaltlich-methodische Schritte. Als Erstes mussten Rahmenbedingungen für in sich konsistente (Basis-)Szenarien definiert werden. Dies erfolgte im Rahmen des IMPETUS-Projektes in einem iterativen und strukturierten Prozess. Als Zweites musste der Bedarf (demand) entsprechend den Rahmenbedingungen geschätzt oder berechnet werden. Hierbei wurden in der vorliegenden Arbeit Hochrechnungen basierend auf der Bevölkerungsentwicklung und den historischen Landnutzungsänderungen durchgeführt. Im dritten Schritt werden noch weitere den Szenarien entsprechende, raumwirksame Beschränkungen oder Optionen umgesetzt, wie z.B. Änderungen der Infrastruktur oder der unter Schutz stehenden Flächen. Damit lassen sich nun die entsprechenden Szenarien simulieren. Nach Vorlage der IMPETUS-Basiszenarien wurden drei Szenarien ausgearbeitet, die durch zwei weitere Szenarien mit exponentiellem Bevölkerungswachstum bzw. Infrastrukturänderung ergänzt wurden. Damit wurde auch die Möglichkeit der Modellierung von sog. Interventionsszenarien dargestellt, in dem einzelne Parameter entsprechend einer Planungsoption geändert werden, um den Effekt auf die Landnutzung zu evaluieren.

In allen Szenarien vergrößert sich die landwirtschaftliche Fläche auf Kosten von Wald- und Savannenflächen. Der Waldverlust ist dort besonders hoch, wo eine Straße in unmittelbarer Nähe zu Waldgebieten liegt. Besonders hohe Umwandlungsraten sind auch in Regionen zu finden, in denen die Bevölkerungsdichte hoch, der Abstand zur Straße gering ist und noch Savannenflächen vorhanden sind. Ein Vergleich der Szenarien B1 und B2 zu unterschiedlichen Modellzeitpunkten, bei denen jedoch die Flächenanteile der Klasse *Landwirtschaft* gleich sind, zeigt deutlich die andersartige Entwicklung der räumlichen Muster. Je nach Ausgangsbedingungen und räumlichen Beschränkungen können sich andere Entwicklungspfade ergeben, wodurch die Nicht-Linearität in der Modellierung deutlich wird.

Die Ergebnisse der Szenarienrechnungen zeigen, dass ungünstige ökonomische Bedingungen (Szenario B2) zu einer dramatischen Ausweitung landwirtschaftlicher Fläche führen, da keine technologischen Innovationen erfolgen und vermehrt Waldflächen in Ackerland umgewandelt werden. Schutzwälder stehen in diesem Szenario unter einem hohen Nutzungsdruck und werden z. T. in landwirtschaftliche Fläche umgewandelt. Werden hingegen Dünger und andere produktionssteigernde Maßnahmen eingesetzt, können auf erheblich weniger Fläche gleiche Erträge produziert und damit die natürlichen Ressourcen geschont werden (Szenario B1).

Bei dem verwendeten Modellansatz ergeben sich jedoch zwei Schwierigkeiten: Zum Einen kann die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion nicht adäquat modelliert werden, da Erstens hierfür ein ökonomisches Modell benötigt wird und Zweitens der Bedarf nicht mit der Allokation (Pixelzuordnung) gekoppelt ist. Die zweite Schwierigkeit liegt darin, dass die Brachezeit nicht mit lokalspezifischen Kriterien modelliert werden kann, obwohl diese für die Bodenfruchtbarkeit und damit den Ertrag die entscheidende Rolle spielt und regional sehr unterschiedlich

sein kann. Hier wäre eine Kopplung mit einem agrarischen Produktionsmodell wünschenswert, das den Ertrag und die Bodenfruchtbarkeit simulieren kann.

Trotz dieser methodischen Einschränkungen eignet sich der verwendete Modellansatz, um die räumlichen Veränderungen der Landnutzung in verschiedenen Szenarien zu modellieren. Damit können die generellen Muster der Landnutzung bei unterschiedlichen Randbedingungen visualisiert werden, was im Hinblick auf den Einsatz der Ergebnisse in Entscheidungsunterstützungssystemen eine wichtige Rolle spielt.

Um ein umfassendes Verständnis der ökologischen Konsequenzen von Landnutzungsänderungen zu erhalten, dienen die Ergebnisse der Szenarienrechnungen als Input für andere Modelle, wie z. B. für die Modellierung der Bodenerosion (Hiepe, *in prep.*) oder lokale Klimamodelle (Sogalla et al., 2006). Die Landnutzung stellt für diese Modelle einen besonders wichtigen Parameter dar, da dadurch viele weitere Modellparameter beeinflusst werden. Darüber hinaus können die Ergebnisse ein wichtiges Hilfsmittel für eine nachhaltige regionale Ressourcenplanung (z. B. der Entwicklungszusammenarbeit) sein, mit denen kritische Entwicklungen frühzeitig erkannt werden können.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Das Untersuchungsgebiet in Zentralbenin liegt im Übergangsbereich von Guinea- und Sudan-Zone, wo Trockenwälder und Waldsavannen vorherrschend sind. Hier ist die Bevölkerungsdichte mit $28 \text{ E}/\text{km}^2$ noch sehr gering, aber die Wachstumsraten nach dem aktuellen Zensus sind mit $4,0 \%$ pro Jahr überdurchschnittlich hoch. Die landwirtschaftliche Produktion ist der wichtigste Wirtschaftszweig und die Anbausysteme sind durch kleinbäuerliche extensive Brachefeldwechselwirtschaft gekennzeichnet, in denen sowohl subsistenz- als auch marktorientiert produziert wird. Obwohl noch sehr viele naturnahe Wald- und Savannenflächen vorhanden sind, zeigt sich eine ausgesprochen starke Landnutzungsdynamik. Diese Landnutzungsdynamik wurde auf einer großmaßstäblichen Skala hinsichtlich ihrer lokalen Unterschiede untersucht, und in einem zweiten Schritt wurde auf kleinerer Skala ein dynamisches Modell der Landnutzungsänderung parametrisiert und zukünftige Szenarien gerechnet.

6.1 Aktuelle Landnutzung und Veränderungsmuster in Zentralbenin

Auf Basis von Fernerkundungsdaten (LANDSAT und ASTER) aus den Jahren 1991 und 2000 wurden detaillierte Landnutzungskarten erstellt, sowie die Veränderungen analysiert. Dafür wurden dreizehn Landbedeckungs- und Landnutzungsklassen mittels überwachter Maximum-Likelihood-Klassifikation aus den Satellitendaten extrahiert, sowie durch ein Postprocessing mit Reliefdaten einzelne spektral ähnliche Klassen verbessert. Die Gesamtgenauigkeit der Klassifikation der Daten von 2000 liegt bei 80% . Die verwendeten Daten wurden zu unterschiedlichen Jahreszeiten aufgenommen (1991 im Dezember = Trockenzeit und 2000 im Oktober = Ende der Regenzeit), was zu deutlichen Problemen der pixelgenauen Vergleichbarkeit führt: Während der Trockenzeit verdorrt die Krautschicht und viele Bäume verlieren ihr Laub. Zusätzlich werden große Teile der Vegetation von den jährlich auftretenden Buschfeuern verbrannt, so dass in Folge dessen die ursprüngliche Vegetationseinheit im Satellitenbild nicht mehr erkennbar ist. Zum Zeitpunkt der Satellitenbilddaufnahme 1991 waren knapp 35% der untersuchten Fläche von Buschfeuern betroffen. Hinzu kommt die Schwierigkeit, dass durch die veränderte Phänologie die Abgrenzung der einzelnen Vegetationseinheiten nicht immer eindeutig möglich ist, was dann zu Ungenauigkeiten der Vegetationsklassen in der Veränderungsmatrix führt.

Die Veränderungsanalyse zeigte, dass nur 37% der Feldflächen auch neun Jahre später noch (oder wieder) Feldflächen waren, die restlichen Flächen wurden als Savanne klassifiziert. Dies verdeutlicht die Dynamik der extensiven Anbausysteme, bei denen nach einer bestimmten Zeit des Anbaus das Feld der Brache überlassen wird, um die Bodenfruchtbarkeit zu erneuern. Parallel wurde ca. die gleiche Fläche ($130\,132 \text{ ha}$) durch Rodung von Wäldern und Savannen wieder als Ackerland in Nutzung genommen. Insgesamt wurden innerhalb von neun Jahren $155\,000 \text{ ha}$ an landwirtschaftlicher Fläche hinzugewonnen, was einer Steigerung von über 70% entspricht. Im Jahr 2000 waren knapp 14% des Untersuchungsgebietes ackerbaulich genutzt. Das Siedlungswachstum lässt sich mit den vorliegenden Daten nur für die großen Städte relativ genau

feststellen. Bei kleineren Ortschaften besteht eine hohe spektrale Ähnlichkeit mit anderen Landbedeckungsklassen wie Feldflächen, da hier eine vergleichbare Oberflächenstruktur durch strohgedeckte Lehmhäuser besteht.

Die beobachteten Landnutzungsveränderungen sind im Untersuchungsraum sehr ungleich verteilt. Während in den dichter besiedelten Regionen im Nordwesten fast keine großflächigen Wald- und Savannenflächen mehr existieren und die Landnutzungsdynamik die typischen Muster der Brachewechselwirtschaft aufweist, sind die übrigen Regionen durch eine geringere Bevölkerungsdichte und teilweise hohe Entwaldungsraten gekennzeichnet. Solche „Hot-Spots“ der Landbedeckungsveränderung finden sich v. a. dort, wo Verkehrswege in der Nähe von großen Wald- und Savannenflächen verlaufen. Verkehrswege spielen insofern eine bedeutende Rolle, als dass damit der Zugang zu nutzbaren (und fruchtbaren) Landflächen hergestellt wird, die von einer großen Zahl von Migranten v. a. aus dem Nordwesten Benins als neue Anbauflächen genutzt werden (Doevenspeck, 2005). Die untersuchte Region in Zentralbenin stellt damit durch ihre großen, bisher noch kaum landwirtschaftlich genutzten Wald- und Savannenflächen eine attraktive Zielregion für Bauern dar, die aus ihrer Heimatregion aufgrund ausgelaugter Böden und Flächenknappheit abwandern. Doevenspeck (2005) spricht hier sogar von einer „chasse à la terre“ der Migranten, die versuchen, möglichst große Flächen zu bewirtschaften, um damit einerseits einen hohen Gewinn zu erzielen, und andererseits die Kontrolle über eine möglichst große Anzahl an Feldern zu erhalten. Hier sind also nicht nur die landwirtschaftliche Produktion, sondern auch vielfältige Machtinteressen zwischen den eingesessenen Landbesitzern und den neuankommenden Migranten der Antriebsfaktor.

6.2 Landnutzungsveränderung zwischen lokalen Möglichkeiten und regionalen Hemmnissen

Wie können die beobachteten Landbedeckungs- und Landnutzungsveränderungen mit den Kategorien *proximate causes*, *underlying causes* und *mediating factors* (Geist et al., 2006) beschrieben werden? Die direkten Ursachen (*proximate causes*) der Landbedeckungsveränderungen sind neben der natürlichen intra-annualen Vegetationsdynamik die Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutz- und Siedlungsflächen. Dazu kann auch der Ausbau von Verkehrswegen gezählt werden, der nicht nur selbst die Landbedeckung verändert, sondern in unmittelbarer Folge lokale Landnutzungsänderungen hervorruft. Die dahinterliegenden Antriebskräfte (*underlying causes*) für diese Veränderungen sind vielfältig. Zum einen ist das natürliche Bevölkerungswachstum zu nennen, das einen verstärkten Nahrungsmittelbedarf zur Folge hat, und zum anderen die lokal sehr hohen Migrantenzahlen. Die unsichere Landrechtssituation provoziert eine unkontrollierte Expansion landwirtschaftlicher Flächen: Langfristige Verantwortlichkeiten der Ressourcennutzung bleiben ungeklärt und führen zur oben genannten „chasse à la terre“ bzw. verschärfen potentielle Konflikte zwischen Migranten und alteingesessenen Bauern.

Ein weiterer wichtiger Faktor ist die überall verbreitete extensive landwirtschaftliche Anbauweise, mit der nur ein geringer Ertrag pro Fläche erwirtschaftet werden kann. Das Bevölkerungswachstum führt hiermit zwangsweise zu einer Ausdehnung der Anbauflächen. Produktionssteigernde Güter wie Dünger können aufgrund des Kapitalmangels der Bauern nicht erworben werden und bisher hat sich dafür auch kein Markt etabliert. Hier kann u. a. das Versagen der Politik angeführt werden, die bis heute die Privatisierung der an den Baumwollanbau gekoppelten Produktionsgüterverteilung nicht durchgesetzt hat.

Die Faktoren aus dem Bereich der vermittelnden Antriebskräfte (*mediating factors*) ist schwieriger zu benennen, obwohl im Untersuchungsgebiet deutliche Anzeichen dafür vorhanden sind. Am deutlichsten tritt der Effekt solcher Antriebskräfte bei Migranten einerseits und autochthonen Bauern andererseits auf: Beide Gruppen betreiben Landwirtschaft unter denselben Rahmenbedingungen, wobei jedoch einzelne Faktoren wie Landrecht und gesellschaftliche Regeln sehr unterschiedlich wirken. Migranten haben auf der einen Seite kein Landrecht, können aber aufgrund der Distanz zu ihrer Familie/Clan relativ sichere ökonomische Gewinne erwirtschaften. Dies ist den autochthonen Bauern nicht möglich, da in der traditionellen Gesellschaft private Gewinne umgehend durch vielfältige Ansprüche der erweiterten Familie aufgezehrt werden (vgl. [Doevenspeck, 2005](#)). Diese Umstände zeigen sich u. a. in einer deutlich kleineren Feldgröße und den geringeren Erträgen der Yams-Produktion der autochthonen Bauern im Vergleich zu allochthonen Migranten (ebd.). Ein Großteil der Yams-Produktion wird auf den regionalen Märkten verkauft. Da Yams auf frisch gerodeten Feldern die höchsten Erträge abgibt, kann angenommen werden, dass die meisten Felder in den ermittelten „Hot-Spots“ der Entwaldung Yams-Felder sind. (Mit der Auflösung der verwendeten Fernerkundungsdaten sind keine Feldfrüchte unterscheidbar.) Der sozial-institutionelle Kontext, in dem ein Bauer operiert, bestimmt maßgeblich die landnutzungsrelevanten Entscheidungen und führt zu entsprechend anderen Landnutzungs-/Landbedeckungsänderungen.

Der Untersuchungsraum ist also gekennzeichnet durch eine Intensivierung der Subsistenzlandwirtschaft mit Verkürzung der Brachezeiten in Regionen hoher Bevölkerungsdichte und einer Agrarkolonisierung an den Rändern der großen Wald- und Savannenflächen. Innerhalb des *Land-Use-Transition*-Schemas ([Foley et al., 2005](#)) kann die Region in das Stadium der *Subsistence* eingeordnet werden, wo große Flächen natürlicher Vegetation gerodet werden bei gleichzeitiger Zunahme der bewirtschafteten Felder der Kleinbauern.

6.3 Quantifizierbare Antriebskräfte und Modellabstraktion

Zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung unter definierten Rahmenbedingungen wurde ein räumlich explizites Landnutzungsänderungsmodell regionalisiert. Zum Einsatz kam der CLUE-S Modellansatz, der sich im Vergleich zu anderen Modellansätzen hinsichtlich der Datenverfügbarkeit und den Anforderungen des Untersuchungsraumes als am besten geeignet erwies. Die zur Verfügung stehende Benutzerschnittstelle (die CLUE-S Software) zeigte jedoch einige Einschränkungen der Benutzerführung, so dass in Zusammenarbeit mit dem Institut für Informatik III der Universität Bonn eine Extendable Unified Land Use modelling platform (XULU) entwickelt wurde. Innerhalb dieser Plattform wurde der CLUE-S-Modellansatz implementiert, wobei nun alle Möglichkeiten der Datenverwaltung der Plattform für den CLUE-S-Modellansatz genutzt werden konnten. Die XULU-Plattform kann als wichtiger Schritt angesehen werden, die komplexe Implementierung von Landnutzungsmodellen zu vereinfachen, da nun Simulationen und Szenarienrechnungen schnell und unproblematisch realisierbar sind (sofern ein kalibriertes Modell vorliegt). Ein besonders Potential liegt hier in der Bereitstellung von Szenarienergebnissen für eine nachhaltige Ressourcenplanung bzw. bei der Durchführung einer Szenarientwicklung, bei der die Beteiligten gemeinsam an einer Umsetzung arbeiten.

Der CLUE-S-Modellansatz benötigt zur Simulation der räumlichen Veränderung der Landnutzung Wahrscheinlichkeitskarten der räumlichen Verteilung für jede Landnutzungs-kategorie. Dafür wurde die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer bestimmten Landnutzung für jedes Pixel mittels logistischer Regression berechnet. Diese Methode erfordert, dass die erklärenden Varia-

blen (Antriebskräfte), die die Landnutzungsverteilung bestimmen, in der gleichen räumlichen Auflösung wie die abhängige Variable *Landnutzung* vorliegen müssen. Hier zeigten sich zwei Problemfelder: Die Auflösung der Landnutzungsklassifikation ist mit $30\text{ m} \times 30\text{ m}$ so hoch, dass einzelne Felder oder Feldkomplexe deutlich erkennbar sind. Dies würde jedoch erfordern, dass die Antriebskräfte (v. a. naturräumliche Parameter) in ähnlicher Auflösung vorliegen, um dieses Muster quantitativ zu modellieren. Da dies nicht der Fall ist, wurde die Modellierung mit einer Auflösung von $250\text{ m} \times 250\text{ m}$ gerechnet, womit die Muster der Landnutzung noch ausreichend genau wiedergegeben werden, sowie für alle verwendeten erklärenden Variablen entsprechende Rasterdaten erstellt werden konnten.

Die Muster der Landnutzung und der Landnutzungsveränderung konnten mit insgesamt elf räumlich expliziten Variablen mit hoher Genauigkeit erklärt werden (AUC zwischen 0,7 und 0,9). Die wichtigsten erklärenden Variablen sind hierbei je nach Landnutzungs-kategorie unterschiedlich. Die sozioökonomischen Variablen *Landbesitz*, *Bevölkerungsdichte* und *Abstand zur Straße* haben jedoch immer einen großen Effekt auf alle Landnutzungsklassen. Erstaunlicher Weise hat die Variable *Entfernung zu zentralen Orten*, die den kostengewichteten Abstand zu wichtigen Marktorten abbilden soll, keinen großen Einfluss auf die Klasse *Landwirtschaft*. Die Verteilung der landwirtschaftlichen Flächen orientiert sich damit nur wenig an dem ökonomischen Kriterium „geringer Abstand zu zentralen Orten“ (Reduktion der Transportkosten). Vielmehr sind es die *Bevölkerungsdichte* und der *Abstand zur Straße*, die überwiegend das Vorkommen von Feldflächen bestimmen.

Die naturräumlichen Faktoren *Bodeneignung* und *Reliefposition* weisen generell eine geringere Erklärungskraft auf als die sozio-ökonomischen Faktoren. Nur Sonderstandorte wie z. B. Inselberge haben einen starken (negativen) Effekt auf die Landnutzung. Die Dominanz der sozio-ökonomischen Variablen ergibt sich nicht nur aus der zu geringen Auflösung der Bodendaten, sondern auch aus den generell nur geringen naturräumlichen Unterschieden. Hierin unterscheidet sich die vorliegende Arbeit von anderen Studien, in denen auf regionaler Skala naturräumliche Faktoren als dominante Antriebsfaktoren beschrieben werden (Pontius et al., 2001; Verburg et al., 2002; Overmars, 2006). Eine Vergrößerung der räumlichen Auflösung könnte hierbei bessere Ergebnisse liefern, es stellt sich jedoch die Frage, ob dafür die Variablen in entsprechender Auflösung zur Verfügung stehen.

Die Ergebnisse der Regressionsmodelle der Landnutzungsveränderungen zeigt den gleichen Effekt wie oben beschrieben: Die Variable *Entfernung zu zentralen Orten* hat einen ähnlich schwachen Effekt bei der Vorhersage der landwirtschaftlich bedingten Landnutzungsänderungen. Zusätzlich hat auch die Variable *Abstand zur Straße* so gut wie keine Erklärungskraft. Diese Ergebnisse zeigen, dass sich die untersuchte Region in einer Entwicklungsdynamik befindet, die hauptsächlich durch die Bevölkerung angetrieben wird und weniger durch marktökonomische Mechanismen (*population driven agricultural system*, vgl. Manyong et al. 1996). Sichtbar wird dies auch an dem relativ starken Effekt der Variable *Entfernung von Straßen zu bewaldeten Flächen*, was anzeigt, dass die Entfernung zu potentiell fruchtbaren Standorten wichtiger ist als zu ökonomisch wichtigen Marktorten. Allerdings muss hier einschränkend bemerkt werden, dass die Landnutzungsveränderung durch die Agrarkolonisierung sicherlich auch – wie beschrieben – ökonomisch motiviert ist, nicht jedoch im Sinne eines klassischen Cash-Crop-Anbaus; die Erträge fließen nicht wieder in den Anbau zur Produktionssteigerung zurück (vgl. Manyong et al., 1996). Ein statistisches Modell ohne die Variable *Entfernung zu großer Siedlung* zeigt daher auch eine bessere Übereinstimmung mit den beobachteten Veränderungen.

Zur Kalibrierung der dynamischen Modellierung der Landnutzungsveränderungen mit dem CLUE-S-Modellansatz für die Zeitspanne von 1991 bis 2000 wurde für die Klasse *Landwirtschaft*

die Wahrscheinlichkeitskarte der Landnutzungsveränderungen verwendet. Dies ist ein neuer Ansatz, da in bisherigen Arbeiten mit dem CLUE-S-Modellansatz immer Wahrscheinlichkeitskarten verwendet wurden, die die bestehende Landnutzungsverteilung beschreiben.

Die Parametrisierung der zeitlichen Dynamik der Brachezyklen erwies sich als problematisch, da nur ein bestimmtes Zeitintervall für alle Felder definiert werden kann. Damit konnten keine zufriedenstellenden Ergebnisse erzielt werden, die die unregelmäßigen Muster der Bracherotation abbilden würden. Durch den Ausschluß von zufälligen 20 % der Pixel im Raster, die als „Dauerbrache“ oder aus anderen naturräumlichen Gründen als nicht nutzbar angenommen werden, konnte eine zufrieden stellende Genauigkeit erreicht werden. Der Vergleich der modellierten Landnutzung mit den Referenzdaten von 2000 wurde mit dem $Kappa_{fuzzy}$ -Index für die Klassen *Landwirtschaft / nicht Landwirtschaft* vorgenommen, da die Veränderung zwischen Savanne und Wald für die landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht relevant ist. Der errechnete Index liegt bei 0,35, die tatsächliche Übereinstimmung der Pixel liegt bei 86 %.

Die dynamische Modellierung der Landnutzung ist essentiell abhängig von der Einbeziehung von Nachbarschaftsbedingungen. Speziell die Landnutzungen *Siedlung* und *Landwirtschaft* zeigen erst mit der Veränderung der lokalen Nachbarschaftswahrscheinlichkeiten gute Modellergebnisse. Eine Erweiterung des CLUE-S Modellansatzes hinsichtlich der Parametrisierung zeitlicher Beschränkungsfaktoren und möglicher Nachbarschaftsbedingungen kann als prioritäre Fragestellung für eine weitere Verbesserung der Landnutzungsmodellierung angesehen werden (vgl. auch [Verburg et al., 2006](#)).

6.4 Landnutzung unter zukünftigen Rahmenbedingungen

Das parametrisierte Landnutzungsmodell wurde verwendet, um verschiedene Szenarien möglicher zukünftiger Landnutzungsänderungen zu simulieren. Die Szenarien wurden dabei von den innerhalb des IMPETUS-Projektes festgelegten Basisszenarien abgeleitet. Eine besondere Problemstellung bestand darin, Flächenbedarf der Landnutzung unter verschiedenen Szenarien zu berechnen, da diese Daten als Inputvariable vom Modell benötigt werden. Die Expansion der landwirtschaftlichen Flächen als bedeutendste Landnutzungsänderung wurde auf Basis von demographischen Projektionen, der Flächennutzungsintensität und Annahmen hinsichtlich des Einsatzes von ertragssteigernden Düngemitteln berechnet. Die Veränderungen der Siedlungs- und Waldflächen wurden aus den Landnutzungsklassifikationen abgeleitet. Zusätzlich wurden verschiedene Annahmen zum Waldschutz vorgenommen, die unterschiedlich starke institutionell-politische Durchsetzungskraft bezüglich des Ressourcenschutzes darstellen. Insgesamt wurden fünf Szenarien von 2000 bis 2025 berechnet, wobei drei Szenarien direkt aus den IMPETUS-Basisszenarien umgesetzt wurden und zwei weitere mit exponentiellem Bevölkerungswachstum bzw. einer hypothetischen neuen Straße berechnet wurden. Letzteres Szenario diente dabei als Beispiel für ein sog. Interventionsszenario, mit dem Planungsbehörden die Auswirkungen von verschiedenen Planungszielen auf die Landnutzung testen können.

Aufgrund des Bevölkerungswachstums kommt es in allen Szenarien zu einer (unterschiedlich starken) Ausweitung der Agrarflächen. Zum einen werden bestehende Savannenflächen in Regionen hoher Bevölkerungsdichte und damit auch mit hohem Nutzungsdruck relativ rasch in Ackerflächen umgewandelt. Gleichzeitig kann das Modell aber auch die Orte verstärkter Entwaldung und Umwandlung in Ackerland simulieren. Die Entwaldung ist besonders an solchen Orten ausgeprägt, wo der Abstand von Straßen zu Waldflächen besonders gering ist und die Bevölkerungsdichte zunimmt. Solche „Hot Spots“ der Entwaldung finden sich z. B. im Südwesten des

Haute Vallée de l'Ouémé, aber auch im Nordosten in den Gemeinden Sinende und Bembereke. Im ökonomisch pessimistischen Szenario wird angenommen, dass die Kontrolle der Schutzwälder sehr schwach ist und der große Schutzwald *Forêt classée de l'Ouémé Supérieure* zur Nutzung freigegeben wird. Im Modell zeigt sich dann, dass trotz dieser neu verfügbaren Flächen besonders die kleinen Schutzwälder innerhalb intensiv genutzter Regionen mit hoher Wahrscheinlichkeit abgeholzt und in landwirtschaftliche Nutzung umgewandelt werden.

Die Ergebnisse der dynamische Modellierung von Szenarien sind abhängig von den Startbedingungen und dem vorgegebenen Flächenbedarf. Dabei zeigt sich jedoch, dass unterschiedliche Randbedingungen zu einer nicht-linearen Entwicklung der räumlichen Muster der Landnutzung führen. Die Szenarien zeigen zum gleichen Modellzeitpunkt also nicht unterschiedliche Stadien derselben Entwicklung, sondern weisen eigenständige und pfadabhängige Verteilungsmuster auf.

Die Einbeziehung von lokal unterschiedlich ablaufenden Landnutzungsveränderungen ist ein wesentlicher Unterschied zu den Ergebnissen von [Orékan \(2007\)](#). Seine Studie betrachtet den lokalen Maßstab und die darin ablaufenden Prozesse, die als mehr oder weniger homogen angesehen werden können. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit auf regionalem Maßstab beinhalten sowohl (Sub-)Regionen mit hoher Nutzungsintensität als auch sehr dynamische Entwaldungsfronten. Die detailliertere Beschreibung und Parametrisierung dieser Teilprozesse in längeren Zeitreihen, eventuell als eigene Landnutzungskategorien, stellt eine wesentliche Aufgabe der Weiterentwicklung dar. Hier könnte eine räumliche Aufgliederung in Teilregionen mit homogener Entwicklungsdynamik und die Kopplung mit einem ökonomischen Modell entscheidende Verbesserungen bringen. Zur besseren Integration der Intensivierung landwirtschaftlicher Produktion ist in jedem Fall eine genauere ökonomische Betrachtung notwendig. Auch die dynamische Kopplung an andere Modelle, die z.B. Prozesse der Hydrologie, der Bodenerosion oder des Klimas abbilden, wird eine weitere Herausforderung sein, um die Wechselwirkungen der komplexen Mensch-Umwelt-Beziehungen besser zu verstehen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit enthalten nicht nur detaillierte Informationen bezüglich der Landnutzungsdynamik in Zentralbenin, sondern zeigen Möglichkeiten auf, wie räumlich explizite Daten zukünftiger Landnutzungsänderungen gewonnen werden können. Die angewendeten Verfahren zeigen gute Ergebnisse und können als wichtige Grundlage für eine nachhaltige Ressourcennutzung dienen, um Hot-Spots kritischer Entwicklung frühzeitig zu erkennen und Gegenmaßnahmen planen zu können.

Literaturverzeichnis

- Adegbidi, A., Burger, K., Gandonou, E. & Mulder, I. (1999): Farmers' perceptions and sustainable land use in the Atacora, Benin. Band 22, Creed working paper Series. London: International Institute for Environment and Development.
- Agarwal, C., Green, G. M., Grove, J. M., Evans, T. P. & Schweik, C. M. (2002): A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time, and Human Choice. United States Department of Agriculture (NE-297). – Technischer Bericht.
- Akker, E. van den (2000): Market patterns in Benin. In: Graef, F., Lawrence, P. & Oppen, M. von (Hrsg.): Adapted farming in West Africa: Issues, potentials and perspectives. Final Report (1986-1999) of the Special Research Programme 308 „Adapted Farming in West Africa“. Stuttgart: Verlag Ulrich E. Grauer, S. 259–264.
- Akouehou, P. G. (2004): Environnement institutionnel et gestion traditionnelle des espaces forestiers: cas de la region des monts kouffé au centre du Benin. In: Cahiers d'Outre-Mer, 57, S. 175–190.
- Akpado, L. (2000): Etude sur les formations forestières naturelles et sur les plantations forestières au Bénin. Rom: FAO (GCP/INT/679/EC). – Technischer Bericht.
- Akpaki, J. (2002): Ackerbauern und mobile Tierhalter in Zentral- und Nord-Benin – Landnutzungs konflikte und Landesentwicklung. Berlin: Verlag Reimer.
- Alcamo, J., Leemans, R. & Kreileman, E. (1998): Global change scenarios of the 21st century. Results from the IMAGE 2.1 Model. London: Elsevier.
- Alcamo, J., Kok, K., Busch, G., Priess, Jörg, A., Eickhout, B., Rounsevall, M., Rothman, D. S. & Heistermann, M. (2006): Searching for the future of land: Scenarios from the local to global scale. In: Lambin, E. F. & Geist, H. (Hrsg.): Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 138–155.
- Andreß, H.-J., Hagensars, J. A. & Kühnel, S. (1997): Analyse von Tabellen und kategorialen Daten. Log-lineare Modelle, latente Klassenanalyse, logistische Regression und GSK-Ansatz. Springer.
- Angelsen, A. & Kaimowitz, D. (1999): Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models. In: The World Bank Research Observer, 14, Nr. 1, S. 73–98.
- Anhuf, D. (1997): Satellitengestützte Vegetationsklassifizierung zur Analyse von Vegetationsveränderungen im Bereich der Côte d'Ivoire. Band 45, Mannheimer Geographische Arbeiten..
- Anhuf, D. & Frankenberg, P. (1991): Die naturnahen Vegetationszonen Westafrikas. In: Die Erde, 122, S. 243–265.

- Aplin, P. (2006): On scales and dynamics in observing the environment. In: *International Journal of Remote Sensing*, 27, Nr. 11, S. 2123–2140.
- Arino, O., Vermote, E. & Spaventa, V. (1997): Operational Atmospheric Correction of Landsat TM Imagery. In: *Earth Observation Quarterly*, 56, S. 32–35.
- Aubréville, A. (1949): *Flore forestière soudano-guinéenne*. Paris: Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales.
- Aubréville, A. (1957): Accord a Yangambi sur la nomenclature es types africaines de végétation. In: *Bois et Forêts des Tropiques*, 51, S. 23–27.
- Baker, C., Lawrence, R., Montague, C. & Patten, D. (2006): Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. In: *Wetlands*, 26, Nr. 2, S. 465–474.
- Barbier, B. (1998): Induced innovation and land degradation: Results from a bioeconomic model of a village in West Africa. In: *Agricultural Economics*, 19, S. 15–25.
- Bellefontaine, R., Gaston, A. & Petrucci, Y. (2000): Management of Natural Forests of Dry Tropical Zones. Band 32, *Fao Conservation Guide*.
- Berger, T., Couclelis, H., Manson, S. M. & Parker, D. C. (2002): Part 1: Introduction and conceptual overview. In: Parker, D. C., Berger, T. & Manson, S. M. (Hrsg.): *Agent-Based Models of Land-Use and Land-Cover Change*. Band 6, LUCF Focis 1 Office, S. 1–6.
- Bond, W., Midgley, G. & Woodward, F. (2003): What controls South African vegetation – climate or fire? In: *South African Journal of Botany*, 69, S. 79–91.
- Botokou, N. (2004): *Recueil de Cartes. Projet Restauration des ressources Forestières dans la Région de Bassila*. GFA terra system – Technischer Bericht.
- Bounoua, L., DeFries, R., Collatz, G. J., Sellers, P. & Khan, H. (2002): Effects of land cover conversion on surface climate. In: *Climatic Change*, 52, Nr. 1-2, S. 29–64.
- Bousquet, F., Bakam, I., Proton, H. & Le Page, C. (1998): Cormas: common-pool resources and multi-agent Systems. In: *Lecture Notes in Artificial Intelligence*. Band 1416., S. 826–838.
- Bousquet, F. & Le Page, C. (2004): Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. In: *Ecological Modelling*, 176, Nr. 3-4, S. 313–332.
- Braimoh, A. K. (2003): *Modeling land-use change in the Volta Basin of Ghana*. Dissertation, University of Bonn.
- Braimoh, A. & Vlek, P. (2005): Land-cover change trajectories in northern Ghana. In: *Environmental Management*, 36, Nr. 3, S. 356–373.
- Bremer, H. (1995): *Boden und Relief in den Tropen: Grundvorstellung und Datenbank*. Band 11, Relief, Boden, Paläoklima. Stuttgart: Gebrüder Bornträger Berlin, S. 324.
- Briassoulis, H. (2000): *Analysis of land use change: Theoretical and modeling approaches*. Regional Research Institute, West Virginia University, *The Web Book of Regional Science* (URL: <http://www.rrri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/contents.htm>) – Zugriff am 22.08.2007.

- Brondizio, E. S., McCracken, S. D., Moran, E. F., Siqueira, A. D., Nelson, D. R. & Rodriguez-Pedraza, C. (2002): The colonist footprint. Toward a conceptual framework of land-use and deforestation trajectories among small farmers in the Amazonian frontier. In: Wood, C. H. & Porro, R. (Hrsg.): *Deforestation and land-use in the Amazon*. University Press of Florida.
- Busch, G. (2006): Future European agricultural landscapes – What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, S. 121–140.
- Camara, G., Paula Dutra Aguiar, A., Escada, M. I., Amaral, S., Carneiro, T., Miguel Vieira Monteiro, A., Araujo, R., Vieira, I. & Becker, B. (2005): Amazonian Deforestation Models. In: *Science*, 307, Nr. 5712, S. 1043c–1044.
- Campbell, J. (2002): *Introduction to remote sensing*. 3. Auflage. Prentis Hall.
- Caruso, G., Rounsevell, M. & Cojocaru, G. (2005): Exploring a spatio-dynamic neighbourhood-based model of residential behaviour in the Brussels periurban area. In: *International Journal of Geographical Information Science*, 19, Nr. 2, S. 103–123.
- Chase, T. N., Pielke, R. A., Kittel, T. G. F., Nemani, R. R. & Running, S. W. (2000): Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. In: *Climate Dynamics*, 16, Nr. 2, S. 93–105.
- Chhabra, A., Geist, H., Houghton, R. A., Haberl, H., Braimoh, A., Vlek, P. L., Path, J., Xu, J., Ramankutty, N., Coomes, O. & Lambin, E. F. (2006): Multiple impacts of land-use/cover change. In: Lambin, E. & Geist, H. (Hrsg.): *Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 71–116.
- Chomitz, K. M. & Gray, D. A. (1996): Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belize. In: *World Bank Economic Review*, 10, Nr. 3, S. 487–512.
- Cihlar, J. & Jansen, L. (2001): From Land Cover to Land Use: A Methodology for Efficient Land Use Mapping over Large Areas. In: *Professional Geographer*, 53, Nr. 2, S. 275–289.
- Clark, W. C. (2007): Sustainability Science: A room of its own. In: *PNAS*, 104, Nr. 6, S. 1737–1738.
- Clarke, K., Hoppen, S. & Gaydos, L. (1997): A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. In: *Environment and Planning B: Planning and Design*, 24, S. 247–261.
- Congalton, R. G. (1991): A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. In: *Remote Sensing of Environment*, 37, Nr. 1, S. 35–46.
- Costa, M. H., Botta, A. & Cardille, J. A. (2003): Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. In: *Journal of Hydrology*, 283, Nr. 1-4, S. 206–217.
- Couclelis, H. (2002): Why I no longer work with agents: A challenge for ABMs of human-environmental interactions. In: Parker, D. C., Berger, T. & Manson, S. M. (Hrsg.): *Agent-Based Models of Land-Use and Land-Cover Change*, LUCC Report Series, S. 3–5.

- Cour, J.-M. & Snrech, S. (1998): Preparing for the Future a Vision of West Africa in the Year 2020. West Africa Long-Term Perspective Study. Club du Sahel - OECD – Technischer Bericht.
- Dagbenonbakin, G. D. (2005): Productivity and water use efficiency of important crops in the Upper Oueme Catchment. Dissertation, University of Bonn, <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:hbz:5N-06343>.
- Defries, R. & Belward, A. (2000): Global and regional land cover characterization from satellite data: an introduction to the Special Issue. In: International Journal of Remote Sensing, 21, Nr. 6 & 7, S. 1083–1092.
- Dirzo, R. & Raven, P. H. (2003): Global state of biodiversity and loss. In: Annual Review of Environment and Resources, 28, S. 137–167.
- Djogbenou, C. P. (2002): Mieux Comprendre le Projet d'Aménagement des Massifs Forestiers. Projet d'Aménagement des Massifs Forestiers – Technischer Bericht.
- Doevenspeck, M. (2005): Migration im ländlichen Benin. Sozialgeographische Untersuchungen an einer afrikanischen Frontier. Band 30, Studien zur Geographischen Entwicklungsforschung. Saarbrücken: Verlag für Entwicklungspolitik.
- Dubroeuq, E. (1977): Carte Pedologique de Reconnaissance de la République Populaire du Bénin à 1 /200.000. Feuille de Parakou. Bondy, France.
- Ellefsen, R., Swain, P. H. & Wray, J. R. (1973): Urban Land-Use Mapping by Machine Processing of ERTS-1 Multispectral Data: A San Francisco Bay Area Example. In: Conference on Machine Processing of Remotely Sensed Data. The Laboratory for Applications of Remote Sensing, Purdue University, West Lafayette, Indiana.
- ERSDAC – Earth Remote Sensing Data Analysis Center (2005): ASTER User's Guide. Part I General (Ver.4.0). Earth Remote Sensing Data Analysis Center – Technischer Bericht.
- Faß, T. (2004): Hydrogeologie im Aguima Einzugsgebiet in Benin/Westafrika. Dissertation, University of Bonn, <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:hbz:5N-03849>.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2001): The economics of conservation agriculture. Rom.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007): State of the World's Forests 2007. Rom.
- Faure, P. (1977): Carte Pedologique de Reconnaissance de la République Populaire du Bénin à 1/200.000. Feuille de Djougou. Bondy, France.
- Faure, P. & Volkoff, B. (1998): Some factors affecting regional differentiation of the soils in the Republic of Benin (West Africa). In: Catena, 32, S. 281–306.
- Feddema, J. J., Oleson, K. W., Bonan, G. B., Mearns, L. O., Buja, L. E., Meehl, G. A. & Washington, W. M. (2005): The Importance of Land-Cover Change in Simulating Future Climates. In: Science, 310, Nr. 5754, S. 1674–1678.

- Fischer, G. & Sun, L. (2001): Model based analysis of future land-use development in China. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, S. 163–176.
- Fisher, T., Benitez, J., Lee, K.-Y. & Sutton, A. (2006): History of land cover change and biogeochemical impacts in the Choptank River basin in the mid-Atlantic region of the US. In: *International Journal of Remote Sensing*, 27, Nr. 17, S. 3683–3703.
- Fleming, M. & Hoffer, R. (1979): Machine Processing Of Landsat MSS Data And DMA Topographic Data For Forest Cover Type Mapping. In: *Proceedings of the 1979 Machine Processing Of Remotely Sensed Data Symposium*. LARS/Purdue University, S. 377–390.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. (2005): Global Consequences of Land Use. In: *Science*, 309, Nr. 5734, S. 570–574.
- Fox, J., Rindfuss, R., Walsh, S. & Mishra, V. (2003): *People and the environment. Approaches for linking household and community surveys to remote sensing and GIS*. Boston, Dordrecht, London: Kluwer Academic Publisher.
- Franke, G. (1995): *Nutzpflanzen der Tropen und Subtropen. Allgemeiner Pflanzenbau*. Stuttgart: Ulmer-Verlag.
- Fritscher, N. (2000): *Naturraumpotential und Landnutzung in der Sudan-Zone Westafrikas - am Beispiel des südlichen Gongola-Beckens (NE-Nigeria)*. Band 27,.
- Frost, P., Medina, E., Menaut, J.-C., Solbrig, O., Swift, M. & Walker, B. (Hrsg.) (1986): *Responses of savannas to stress and disturbance*. Band 10, *Biology International Special Issue*. Paris: IUBS.
- Furley, P. (2004): Tropical savannas. In: *Progress in Physical Geography*, 28, Nr. 4, S. 581–598.
- Geist, H. J. & Lambin, E. F. (2001): What drives deforestation? A meta-analysis of proximate and unerlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. Band 4, *LUCC Report Series*..
- Geist, H., McConnell, W., Lambin, E. F., Moran, E., Alves, D. & Rudel, T. (2006): Causes and trajectories of Land-use/cover change. In: *Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 41–70.
- Geoghegan, J., Pritchard, J., Ogneva-Himmelberger, Y., Chowdhury, R., Sanderson, S. & Turner, B. (1998): „Socializing the pixel“ and „pixelizing the social“ in land-use and land-cover change. In: *Livermann, D., Moran, E., Rindfuss, R. & Stern, R. (Hrsg.): People and Pixels. Linking remote sensing and social science.*, S. 51–69.
- Geschiere, P. (1995): *Sorcellerie et politique en Afrique. La viande des autres*. Paris: Karthala.
- Giertz, S., Diekkrüger, B. & Junge, B. (2005): Assessing the effects of land use change on soil physical properties and hydrological processes in the sub-humid tropical environment of West Africa. In: *Physics and Chemistry of the Earth*, 30, Nr. 8-10, S. 485–496.

- Giertz, S. (2004): Analyse der hydrologischen Prozesse in den sub-humiden Tropen Westafrikas unter besonderer Berücksichtigung der Landnutzung am Beispiel des Agouma-Einzugsgebietes in Benin. Dissertation, University of Bonn.
- Gleave, M. B. & White, H. P. (1969): The West African Middle Belt: Environmental Fact or Geographer's Fiction? In: *Geographical Review*, 59, Nr. 1, S. 123–139.
- GLP; Ojima, D., Moran, E., McConnell, W., Stafford Smith, M., Laumann, G., Morais, J. & Young, B. (Hrsg.) (2005): Global Land Project. Science plan and implementation strategy., IGBP Report No. 53 / IHDP Report No. 19.
- Gobin, A., Campling, P. & Feyen, J. (2002): Logistic modelling to derive agricultural land use determinants: a case study from southeastern Nigeria. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, Nr. 3, S. 213–228.
- Goldammer, J. G. (1993): *Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen*. Basel: Birkhäuser, S. 251.
- Goward, S. N., Masek, J. G., Williams, D. L., Irons, J. R. & Thompson, R. J. (2001): The Landsat 7 mission: Terrestrial research and applications for the 21st century. In: *Remote Sensing of Environment*, 78, Nr. 1-2, S. 3–12.
- Grunkemeyer, W. & Moss, M. (1999): Key Concepts in Sustainable Development. Regional Research Institute, West Virginia University, Regional Research Institute, West Virginia University, The Web Book of Regional Science (URL: <http://www.rrri.wvu.edu/WebBook/Grunkemeyer-Moss/contents.htm>) – Zugriff am 22.08.2007.
- Hadjer, K., Klein, T. & Singer, U. (2004): Regionalsurvey zur Existenzsicherung im oberen Ouémé Einzugsgebiet. Unveröffentlichter Datensatz. Köln.
- Hadjer, K. (2006): *Geschlecht, Magie und Geld. Sozial eingebettete und okkulte Ökonomien in Benin, Westafrika*. Dissertation, University of Cologne, (URL: <http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=urn:nbn:de:hbz:38-18526>).
- Hagen, A. (2003): Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. In: *International Journal of Geographical Information Science*, 17, Nr. 3, S. 235–249.
- Hagen, A. (2002): Multi-method assessment of map similarity. In: *Proceedings of 5th AGILE Conference on Geographic Information Science*. Palma, Spain.
- Hagen-Zanker, A., Straatman, B. & Uljee, I. (2005): Further developments of a fuzzy set map comparison approach. In: *International Journal of Geographical Information Science*, 19, Nr. 7, S. 769–785.
- Hahn-Hadjali, K. & Schmid, S. (1999): Untersuchungen von Savannengesellschaften der Sudanzone Burkina Fasos (Westafrika) mit multitemporalen SPOT-Satellitendaten. In: *Die Erde*, 130, S. 1–16.
- Hammer, T. (2001): Politische Ökologie der Desertifikation. Ein Beitrag zum Erklärungs- und Lösungskomplex im Sahelraum. In: *Geoökologie*, 22, S. 79–90.

- Hansen, M. C., DeFries, R. S., Townshend, J. R. G., Carroll, M., Dimiceli, C. & Sohlberg, R. A. (2003): Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm. In: *Earth Interactions*, 7, Nr. 10, S. 1–15.
- Hardin, G. (1968): The tragedy of the commons. In: *Science*, 162, S. 1243–1248.
- Harrell, F. E. (2002): *Regression modeling strategies with applications to linear models, logistic regression, and survival analysis*. New York, Berlin, Heidelberg: Springer.
- He, H. S., Ventura, S. J. & Mladenoff, D. J. (2002): Effects of spatial aggregation approaches on classified satellite imagery. In: *International Journal of Geographical Information Science*, 61, Nr. 1, S. 93–109.
- Hegerl, G., Zwiers, F. W., Braconnot, P., Gillett, N., Luo, Y., Marengo Orsini, J., Nicholls, N., Penner, J. & Stott, P. (2007): *Understanding and Attributing Climate Change*. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M. & Miller, H. (Hrsg.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Hiepe, C. ((in prep.)): *Soil degradation by water erosion in a sub-humid catchment – a modelling approach considering land use and climate changes in Benin*. Dissertation, University of Bonn.
- Higgins, S. I., Bond, W. J. & Trollope, W. S. W. (2000): Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. In: *Journal Of Ecology*, 88, Nr. 2, S. 213–229.
- Houghton, R. A., Hackler, J. L. & Lawrence, K. T. (1999): The U.S. Carbon Budget: Contributions from Land-Use Change. In: *Science*, 285, Nr. 5427, S. 574–578.
- Hulme, M. (2001): Climatic perspectives on Sahelian desiccation: 1973-1998. In: *Global Environmental Change*, 11, S. 19–29.
- Igue, A., Floquet, A. & Stahr, K. (2000): Land use and farming systems in Benin. In: Graef, F., Lawrence, P. & Oppen, M. von (Hrsg.): *Adapted farming in West Africa: Issues, potentials and perspectives. Final Report (1986-1999) of the Special Research Programme 308 „Adapted Farming in West Africa“*. Stuttgart, S. 227–238.
- Igue, A., Gaiser, T. & Stahr, K. (2003): Suitability of Climate, Soil and Landscape Units for Crop Production in the Moist Savanna of Benin Republic. In: *Die Erde*, 134, S. 395–408.
- Igue, A. M., Houndagbab, C. J., Gaiser, T. & Stahr, K. (2006): Land Use/Cover Map and its Accuracy in the Oueme Basin of Benin (West Africa). In: *Proceedings of Tropentag 2006. Conference on International Agricultural Research for Development*. Bonn.
- IMF – International Monetary Fund (2004): *Benin: Selected Issues and Statistical Appendix*. IMF (Country Report No. 04/370). – Technischer Bericht.

- IMPETUS (2005): Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika: Fallstudien für ausgewählte Flusseinzugsgebiete in unterschiedlichen Klimazonen. 2. Fortsetzungsantrag Band I. Köln.
- INSAE – Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (1995): Recensement general de la population et de l'habitation 1992. No address in.
- INSAE – Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (2003b): Troisième recensement general de la population et de l'habitation de fevrier 2002. Analyses des résultats. Tome 1: Répartition spatiale, structure par sexe et âge et migration de la population au Bénin. Cotonou, Benin.
- INSAE – Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (2003a): Troisième recensement general de la population et de l'habitation de fevrier 2002. Analyses des résultats. Tome 6: Projections démographiques et étude prospective de la demande sociale au Bénin. Cotonou, Benin.
- INSAE – Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (2003c): Troisième recensement general de la population et de l'habitation de fevrier 2002. Base des données. Cotonou, Benin.
- INSAE – Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (2003e): Troisième recensement general de la population et de l'habitation de fevrier 2002. Synthèse des analyses. Cotonou, Benin.
- INSAE – Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique (2003d): Troisième recensement general de la population et de l'habitation de fevrier 2002. Synthèse des résultats. Cotonou, Benin.
- IPCC; Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M. & Miller, H. (Hrsg.) (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Irish, R. (2000): Landsat 7 Science Data User Handbook. (URL: http://ltpwww.gsfc.nasa.gov/IAS/handbook/handbook_toc.html).
- Irwin, E. & Geoghegan, J. (2001): Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. In: Agriculture, Ecosystems and Environment, 85, S. 7–24.
- IUSS Working Group WRB (2006): World reference base for soil resources. Band 103, World Soil Resources Reports. FAO.
- Jansen, L. & Gregorio, A. (2002): Parametric land cover and land-use classifications as tools for environmental change detection. In: Agriculture, Ecosystems and Environment, 91, S. 89–100.
- Jeltsch, F., Weber, G. E. & Grimm, V. (2000): Ecological buffering mechanisms in savannas: A unifying theory of long-term tree-grass coexistence. In: Plant Ecology, 161, Nr. 1, S. 161–171.

- Jenkins, G., Adamou, G. & Fongang, S. (2002): The Challenges of Modeling Climate Variability and Change in West Africa. In: *Climatic Change*, 52, S. 263–286.
- Jenkins, L. (1997): Selecting a variety of futures for scenario development. In: *Technological Forecasting and Social Change*, 55, Nr. 1, S. 15–20.
- Jensen, J. (1996): *Introductory digital image processing. A remote sensing perspective*. 2. Auflage. New Jersey: Prentice Hall.
- 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, University of Bonn.
- Judex, M., Thamm, H.-P. & Menz, G. (2006): Improving land-cover classification with a knowledge-based approach and ancillary data. In: Braun, M. (Hrsg.): *Proceedings of the Second Workshop of the EASRSel SIG on remote sensing of land use & land cover „Application & development“*.
- Junge, B. (2004): *Die Böden im oberen Ouémé Einzugsgebiet: Pedogenese, Klassifikation, Nutzung und Degradierung*. Dissertation, University of Bonn.
- Kasperson, J. X., Kasperson, R. E. & Turner II, B. L. (1995): *Regions at risk: comparisons of threatened environments*. Tokyo, New York, Paris: United Nations University Press.
- Kates, R. W., Clark, W. C., Corell, R., Hall, J. M., Jaeger, C. C., Lowe, I., McCarthy, J. J., Schellnhuber, H. J., Bolin, B., Dickson, N. M., Faucheux, S., Gallopin, G. C., Grubler, A., Huntley, B., Jager, J., Jodha, N. S., Kasperson, R. E., Mabogunje, A., Matson, P., Mooney, H., Moore III, B., O’Riordan, T. & Svedlin, U. (2001): Environment and development: Sustainability Science. In: *Science*, 292, Nr. 5517, S. 641–642.
- Keay, R. (1949): An example of Sudan zone vegetation in Nigeria. In: *Journal of Ecology*, 37, S. 335–364.
- Kirk, M. & Adokpo-Migan, S. (1994): *The Role of Land Tenure and Property Rights in Sustainable Resource Use: The Case of Benin*. GTZ – Technischer Bericht.
- Knapp, R. (1973): *Die Vegetation von Afrika unter Berücksichtigung von Umwelt, Entwicklung, Wirtschaft, Agrar- und Forstgeographie*. Stuttgart: Gustav Fischer, S. –626.
- Kok, K. & Veldkamp, A. (2001): Evaluating impact of spatial scales on land use pattern analysis in Central America. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, S. 205–221.
- Kormawa, P., Munyemana, A. & Soule, B. (2003): Fertilizer market reforms and factors influencing fertilizer use by small-scale farmers in Benin. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100, Nr. 2-3, S. 129–136.
- Kotchen, M. J. & Young, O. R. (2007): Meeting the challenges of the anthropocene: Towards a science of coupled human-biophysical systems. In: *Global Environmental Change*, 17, Nr. 2, S. 149–151.
- Köppen, W. & Geiger, R. (1961): *Klimate der Erde*. Darmstadt: Perthes.

- Krugman, P. (1999): The Role of Geography in Development. In: *International Regional Science Review*, 22, Nr. 2, S. 142–161.
- Kußerow, H. (1990): Anwendung von Landsat-Daten zur Erfassung der Vegetationsdynamik in desertifikationsgefährdeten Gebiete Malis. In: *Die Erde*, 121, S. 39–53.
- Lacroix, E. (2003): Les anacardiérs, les noix de cajou et la filière anacarde à Bassila et au Bénin. GFA Terra Systems – Technischer Bericht.
- Lambin, E. & Ehrlich, D. (1997): The identification of tropical deforestation fronts at broad spatial scales. In: *International Journal of Remote Sensing*, 18, Nr. 17, S. 3551–3568.
- Lambin, E., Geist, H. & Rindfuss, R. (2006): Introduction: Local processes with global impacts. In: Lambin, E. & Geist, H. (Hrsg.): *Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 1–8.
- Lambin, E., Geist, H. & Lepers, E. (2003): Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. In: *Annual Review of Environment and Resources*, 28, S. 205–241.
- Lambin, E. F. (2004): Modelling land-use change. In: Wainwright, J. & Mulligan, M. (Hrsg.): *Finding simplicity in complexity*. John Wiley & Sons, Ltd. – Kapitel 13, S. 245–254.
- Lambin, E. F. & Geist, H. (Hrsg.) (2006): *Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P., Richards, J., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C. & Xu, J. (2001): The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. In: *Global Environmental Change*, 11, Nr. 4, S. 261–269.
- Laurance, W. F., Cochrane, M. A., Bergen, S., Fearnside, P. M., Delamonica, P., Barber, C., D'Angelo, S. & Fernandes, T. (2001): The Future of the Brazilian Amazon. In: *Science*, 291, Nr. 5503, S. 438–439.
- Lehrter, J. C. (2006): Effects of Land Use and Land Cover, Stream Discharge, and Interannual Climate on the Magnitude and Timing of Nitrogen, Phosphorus, and Organic Carbon Concentrations in Three Coastal Plain Watersheds. In: *Water Environment Research*, 78, S. 2356–2368.
- Lesschen, J. P., Verburg, P. H. & Staal, S. J. (2005): Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems. Band 7, LUCC Report Series..
- Letouzey, R. (1982): *Manuel de botanique forestière Afrique tropicale*. Tome 1: botanique générale. 2. Auflage. Centre Technique Forestier Tropical.
- Livermann, D., Moran, E. F., Rindfuss, R. R. & Stern, P. C. (Hrsg.) (1998): *People and Pixels. Linking remote sensing and social science*. National Academy Press.
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E. & Moran, E. (2002): Assessment of atmospheric correction methods for Landsat TM data applicable to Amazon basin LBA research. In: *International Journal of Remote Sensing*, 23, S. 2651–2671.

- Lundblad, E. R., Wright, D. J., Miller, J., Larkin, E. M., Rinehart, R., Naar, D. F., Donahue, B. T., Anderson, S. M. & Battista, T. (2004): Classifying Deep Water Benthic Habitats Around Tutuila, American Samoa. In: Proceedings of the Twenty-Fourth Annual ESRI User Conference..
- Mama, V. J. (1998): La Gestion de l'Information sur les Sols et les Eaux pour la Sécurité Alimentaire au Bénin. FAO / CENATEL – Technischer Bericht.
- Manshard, W. (1986): The West African middle belt. Land use patterns and development problems. In: Land Use Policy, 3, Nr. 4, S. 304–310.
- Manyong, V., Smith, J., Weber, G., Jagtap, S. & Oyewole, B. (1996): Macrocharacterization of agricultural systems in West Africa: An overview. Band 21, Resource and Crop Management research Monograph. International Institute of Tropical Agriculture.
- Marceau, D. J. (1999): The scale issue in social and natural sciences. In: Canadian Journal of Remote Sensing, 25, Nr. 4, S. 347–356.
- McCullagh, P. & Nelder, J. (1989): Generalized Linear Models. Band 37, Monographs on Statistical and Applied Probability. 2. Auflage. London: Chapman and Hall.
- MDEF – Ministère du Développement, de l'Economie et des Finances (2006): Coton: Ne pas compromettre la campagne 2006/2007. In: Benin Expansion, 22, S. 7.
- MDR – Ministère du Développement Rural (2000): L'Etude prospective du secteur forestier en Afrique (FOSA). République du Bénin. Ministère Du Développement Rural, Direction des Forêts et des Ressources Naturelles – Technischer Bericht.
- MEHU - Ministère de l'Environnement, de l'Habitat et de l'Urbanisme (2000): Programme d'action national de lutte contre la desertification. Direction de l'Aménagement du Territoire – Technischer Bericht.
- Melillo, J., Field, C. & Moldan, B. (2003): Interactions of the major biogeochemical cycles. Washington, DC: Island Press.
- Menard, S. (2002): Applied logistic regression analysis. Band 106, Quantitative Applications in the Social Sciences. Sage Publications.
- Mertens, B. & Lambin, E. (2000): Land-cover-change trajectories in southern Cameroon. In: Annals of the Association of American Geographers, 90, Nr. 3, S. 467–494.
- Mertz, O. (2002): The relationship between length of fallow and crop yields in shifting cultivation: a rethinking. In: Agroforestry Systems, 55, S. 149–159.
- Meyer, W. & Turner II, B. (1994): Changes in land use and land cover: A global perspective. Cambridge: Cambridge University Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press.
- Minar, N., Burkhart, R., Langton, C. & Askenazi, M. (1996): The Swarm simulation system: a toolkit for building multi-agent simulations. Santa Fe.

- Minot, N. & Daniels, L. (2005): Impact of global cotton markets on rural poverty in Benin. In: *Agricultural Economics*, 33, Nr. s3, S. 453–466.
- Mistry, J. (2000): Savannas. In: *Progress in Physical Geography*, 24, Nr. 4, S. 601–608.
- Morison, C. G. T., Hoyle, A. C. & Hope-Simpson, J. (1948): Tropical soil-vegetation catenas and mosaics. In: *Journal of Ecology*, 36, S. 1–84.
- Mortimore, M. & Adams, W. M. (1999): *Working the Sahel: Environment and Society in Northern Nigeria*. Taylor & Francis.
- Mulindabigwi, V. (2006): Influence des systèmes agraires sur l'utilisation des terroirs, la séquestration du carbone et la sécurité alimentaire dans le bassin versant de l'Ouémé supérieur au Bénin. Dissertation, University of Bonn, <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:hbz:5N-07849>.
- Mulligan, M. & Wainwright, J. (2004): Modelling and model building. In: Wainwright, J. & Mulligan, M. (Hrsg.): *Environmental Modelling. Finding Simplicity in Complexity*. John Wiley & Sons.
- Neumann, K. & Müller-Haude, P. (1999): Sols et végétation de forêts sèches du Sud-Ouest du Burkina Faso. In: *Phytocoenologia*, 29, Nr. 1, S. 53–85.
- Nicholson, S. (2001): Climate and environmental change in Africa during the last two centuries. In: *Climate Research*, 14, S. 123–144.
- NLTPS – Etude national de perspectives a long terme (2000a): Bénin 2025. Dynamique démographique, question agricole, et urbanisation au Bénin. MCPD – Ministère d'Etat Chargé de al Cooperation de l'Action Gouvernementale, du Plan, du Développement et de la Promotion de l'Emploi – Technischer Bericht.
- NLTPS – Etude national de perspectives a long terme (2000b): Scénarios et vision du Bénin 2025. MCPD – Ministère d'Etat Chargé de al Cooperation de l'Action Gouvernementale, du Plan, du Développement et de la Promotion de l'Emploi – Technischer Bericht.
- Nubukpo, K. & Galiba, M. (1999): Agricultural intensification in West Africa: insights from Sasakawa Global 2000's experience. In: Paper presented at USAID and other donors/institutions sponsored „Workshops on Structural Transformation in Africa“. Kenia, Nairobi.
- Ojima, D. S., Galvin, K. A. & Turner II, B. L. (1994): The global impact of land-use change. In: *BioScience*, 44, Nr. 5, S. 300–104.
- Orékan, V. O. (2007): Implementation of the local land-use and land-cover change model CLUE-s for Central Benin by using socio-economic and remote sensing data. Dissertation, University of Bonn, <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:hbz:5N-10844>.
- Orthmann, B. (2005): Vegetation ecology of woodland-savanna mosaic in central Benin (West Africa): Ecosystem analysis with focus on the impact of selective logging. Dissertation, University of Bonn.

- Otterman, J. (1974): Baring high-albedo soils by overgrazing: A hypothesised desertification mechanism. In: *Science*, 86, S. 531–533.
- Ouaidrari, H. & Vermote, E. F. (1999): Operational Atmospheric Correction of Landsat TM Data. In: *Remote Sensing of Environment*, 70, S. 4–15.
- Overmars, K. (2006): Linking process and pattern of land use change: illustrated with a case study in San Mariano, Isabela, Philippines. Dissertation, Leiden University.
- PADSA – Programme d’Appui au Développement du Secteur Agricole (2001): Prerécensement national de l’agriculture. Ministère de l’Agriculture de l’Elevage et de la Pêche – Technischer Bericht.
- Parker, D. C. & Berger, T. (2002): Part 4: Synthesis and discussion. In: Parker, D. C., Berger, T. & Manson, S. M. (Hrsg.): *Agent-Based Models of Land-Use and Land-Cover Change*. Band 6, LUCC Focus 1 Office, S. 79–88.
- Parker, D. C., Manson, S. M., Janssen, M. A., Hoffmann, M. J. & Deadman, P. (2003): Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. In: *Annals of the Association of American Geographers*, 93, Nr. 2, S. 314–337.
- Petit, C., Scudder, T. & Lambin, E. (2001): Quantifying processes of land-cover change by remote sensing: resettlement and rapid land-cover changes in south-eastern Zambia. In: *International Journal of Remote Sensing*, 22, Nr. 17, S. 3435–3456.
- Petschel-Held, G., Lüdeke, M. K. & Reusswig, F. (1999): Actors, Structures and Environments. A Comparative and Transdisciplinary View on Regional Case Studies of Global Environmental Change. In: Lohner, B. & Geist, H. (Hrsg.): *Coping with Changing Environments: Social dimensions of endangered ecosystems in the developing world*. Aldershot: Ashgate.
- Pielke, R. & Avissar, R. (1990): Influence of landscape structure on local and regional climate. In: *Landscape Ecology*, 4, Nr. 2/3, S. 133–155.
- Pijanowski, B., Brown, D. G., Manik, G. & Shellito, B. (2002): Using Neural Nets and GIS to Forecast Land Use Changes: A Land Transformation Model. In: *Computers, Environment and Urban Systems*, 26, Nr. 6, S. 553 – 575.
- Polhill, J., Gotts, N. & Law, A. (2001): Imitative Versus Non-Imitative Strategies in a Land Use Simulation. In: *Cybernetics and Systems*, 32, Nr. 1-2, S. 285–307.
- Pontius, R. G., Cornell, J. & Hall, C. (2001): Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, S. 191–203.
- Pontius, R. G. & Schneider, L. (2001): Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, S. 239–248.
- Pontius, R. (2000): Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, Nr. 8, S. 1011–1016.

- Quang Bao, L. (2005): Multi-agent system for simulation of land-use and land cover change. A theoretical framework and its first implementation for an upland watershed in the Central Coast of Vietnam. Cuvillier Verlag, S. 296.
- R Development Core Team (2007): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2007 (URL: <http://www.R-project.org>), ISBN 3-900051-07-0.
- Rabin, M. (1998): Psychology and economics. In: Journal of economic literature, 36, S. 11–46.
- Ramankutty, N., Graumlich, L., Achard, F., Alves, D., Chhabra, A., DeFries, R. S., Foley, J. A., Geist, H., Houghton, R. A., Goldewijk, K. K., Lambin, E. F., Millington, A., Rasmussen, K., Reid, R. S. & Turner II, B. L. (2006): Global land-cover change: Recent progress, remaining challenges. In: Lambin, E. & Geist, H. (Hrsg.): Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 9–39.
- Raskin, P., Gallopín, G., Gutman, P., Hammond, A. & Swart, R. (1998): Bending the Curve: Toward Global Sustainability. Band 8, PoleStar Series Report. Stockholm: Environment Institute.
- Raskin, P., Banuri, T., Gallopín, G., Gutman, P., Hammond, A., Kates, R. & Swart, R. (2002): Great Transition. The Promise and Lure of the Times Ahead. Stockholm Environment Institute.
- Reenberg, A. (2001): Agricultural land use pattern dynamics in the Sudan-Sahel—towards an event-driven framework. In: Land Use Policy, 18, Nr. 4, S. 309–319.
- Reenberg, Anette and Paarup-Laursen, B. (1997): Determinants for land use strategies in a Sahelian agro-ecosystem anthropological and ecological geographical aspects of natural resource management. In: Agricultural Systems, 53, S. 209–229.
- Reiff, K. (1998): Das weidewirtschaftliche Nutzungspotential der Savannen Nordwest-Benins aus floristischer-vegetationskundlicher Sicht. In: Meurer, M. (Hrsg.): Geo- und weideökologische Untersuchungen in der subhumiden Savannenzzone NW-Benins. Band 1, Karlsruhe. – Kapitel 9.2, S. 51–86.
- Richards, J. & Jia, X. (2006): Remote sensing digital image analysis. An Introduction. 4. Auflage. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 363.
- Rindfuss, R. R., Walsh, S. J., Turner, B. L., I., Fox, J. & Mishra, V. (2004a): Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 101, Nr. 39, S. 13976–13981.
- Rindfuss, R. R., Walsh, S. J., Turner II, B., Moran, Emilio, F. & Entwisle, B. (2004b): Linking pixels and people. In: Land change science. Observing, Monitoring and understanding trajectories of change on the earth's surface. Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers, S. 379–394.
- Rohdenburg, H. (1969): Hangpedimentation und Klimawechsel als wichtigste Faktoren der Flächen- und Stufenbildung in den wechselfeuchten Tropen an Beispielen aus Westafrika, besonders aus dem Schichtstufenland Südost-Nigerias. In: Giessener Geographische Schriften, 20, S. 57–152.

- Ruthenberg, H. (1980): Farming systems in the tropics. 3. Auflage. Oxford: Clarendon Press, S. 424.
- Salzmann, U. (2000): Are modern savannas degraded forests? – A Holocene pollen record from the Sudanian vegetation zone of NE Nigeria. In: *Vegetation History and Archaeobotan*, 9, S. 1–15.
- Salzmann, U. & Hoelzmann, P. (2005): The Dahomey Gap: an abrupt climatically induced rain forest fragmentation in West Africa during the late Holocene. In: *The Holocene*, 15, Nr. 2, S. 190–199.
- Sankaran, M., Hanan, N. P., Scholes, R. J., Ratnam, J., Augustine, D. J., Cade, B. S., Gignoux, J., Higgins, S. I., Le Roux, X., Ludwig, F., Ardo, J., Banyikwa, F., Bronn, A., Bucini, G., Caylor, K. K., Coughenour, M. B., Diouf, A., Ekaya, W., Feral, C. J., February, E. C., Frost, P. G. H., Hiernaux, P., Hrabar, H., Metzger, K. L., Prins, H. H. T., Ringrose, S., Sea, W., Tews, J., Worden, J. & Zambatis, N. (2005): Determinants of woody cover in African savannas. In: *Nature*, 438, Nr. 7069, S. 846–849.
- Sankaran, M., Ratnam, J. & Hanan, N. P. (2004): Tree-grass coexistence in savannas revisited – insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. In: *Ecology Letters*, 7, Nr. 6, S. 480–490.
- Schlauderer, R. (2000): Socio-economic conditions for the introduction of agricultural innovations in farm households in Southern Benin. In: Graef, F., Lawrence, P. & Oppen, M. von (Hrsg.): *Adapted farming in West Africa: Issues, potentials and perspectives. Final Report (1986-1999) of the Special Research Programme 308 „Adapted Farming in West Africa“*. Verlag Ulrich E. Grauer, S. 259–264.
- Schmid, S. (1999): Untersuchungen zum Informationsgehalt von multitemporalen SPOT-Satellitendaten am Beispiel der Savannen im Süden von Burkina Faso (Westafrika). Band 24, *Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten*.
- Schmitz, M. (2005): Entwicklung einer generischen Plattform zur Implementierung von Simulationsmodellen am Beispiel der Landnutzungsmodellierung. Diplomarbeit, University of Bonn.
- Schneider, L. & Pontius, G. R. (2001): Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, S. 83–94.
- Scholes, R. J. & Archer, S. R. (1997): Tree-grass interactions in savannas. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 28, S. 517–44.
- Schöttker, B. (2002): Erfassung der Landbedeckung und Ableitung von Vegetationsveränderungen anhand multitemporaler LANDSAT-Daten in Westafrika (Benin). Diplomarbeit, University of Bonn, S. 142.
- Serneels, S. & Lambin, E. (2001): Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, S. 65–81.
- Seto, K., Woodcock, C., Song, C., Huang, X., Lu, J. & Kaufmann, R. (2002): Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM. In: *International Journal of Remote Sensing*, 23, S. 1985–2004.

- Sherbinin, A. de (2002): A CIESIN Thematic Guide to Land-Use and Land-Cover Change (LUCC). Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) – Technischer Bericht.
- Siebert, U. & Elwert, G. (2002): Forestry corruption and illegal logging in Bénin: A policy oriented analysis. Band 92, Sozialanthropologische Arbeitspapiere..
- Signer, D. (1999): L'économie de la sorcellerie. Abidjan: Sempervira 6. Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire.
- Singer, U. (2005): Entwicklungsprojekte im ländlichen Benin im Kontext von Migration und Ressourcenverknappung. Elektronische Dissertation im Fachbereich Biologie, Chemie und Geowissenschaften an der Universität Bayreuth. Dissertation, University of Bayreuth, [URL: http://opus.ub.uni-bayreuth.de/volltexte/2006/209/](http://opus.ub.uni-bayreuth.de/volltexte/2006/209/).
- Soares-Filho, B. S., Coutinho Cerqueira, G. & Lopes Pennachin, C. (2002): DINAMICA –a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. In: Ecological Modelling, 154, Nr. 3, S. 217–235.
- Sogalla, M., Krüger, A. & Kerschgens, M. (2006): Mesoscale modelling of interactions between rainfall and the land surface in West Africa. In: Meteorology and Atmospheric Physics, 91, Nr. 1-4, S. 211–221.
- Song, C., Woodcock, C. E., Seto, K. C., Lenney, M. P. & Macomber, S. A. (2001): Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects? In: Remote Sensing of Environment, 75, S. 230–244.
- Stephene, N. & Lambin, E. (2001): A dynamic simulation model of land-use changes in Sudano-sahelian countries of Africa (SALU). In: Agriculture, Ecosystems and Environment, 85, S. 145–161.
- Stolz, R., Braun, M., Probeck, M., Weidinger, R. & Mauser, W. (2005): Land use classification in complex terrain: the role of ancillary knowledge. In: EARSeL eProceedings, 4, Nr. 1, S. 94–106.
- Stroh, A. & Never, B. (2006): Kaurimuschel statt Chamäleon: Dritter demokratischer Präsidentenwechsel in Benin. In: GIGA Focus, 8, S. 1–8.
- Sturm, H.-J. (1993): Produktions- und Weideökologische Untersuchungen in der subhumiden Savannenzzone Nordbenins. Band 2, Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie. Karlsruhe.
- Sturm, H.-J. (1997): Kulturbaumlandschaften in der Provinz Boulgou (Burkina Faso). In: Berichte des Sonderforschungsbereichs 268, 9, S. 169–188.
- Swoboda, J. (1998): Bodennutzungspotentiale und geoökologische Probleme als Folge einer intensiven Nutzung in Nord-Benin. In: Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie, 1, S. 21–50.
- Tarawali, G., Manyong, V., Carsky, R., Vissoh, P., Osei-Bonsu, P. & Galiba, M. (1999): Adoption of improved fallows in West Africa: Lessons from mucuna and stylo case studies. In: Agroforestry Systems, 47, S. 93–122.

- Thamm, H.-P., Doevenspeck, M., Orekan, V. & Menz, G. (2002): Remote sensing as a tool in an integrated approach to monitor and interpret land-use / land-cover changes. In: Actes de la IX^{ème} Journée de l'Association Béninoise de Pastoralisme (A.Be.Pa), Cotonou, le 16 Novembre 2002..
- Thünen, J. H. von (1842): Der isolirte Staat in Beziehung auf Landwirthschaft und Nationalökonomie, oder Untersuchungen über den Einfluß, den die Getreidepreise, der Reichthum des Bodens und die Abgaben auf den Ackerbau ausüben. 2. Auflage. Rostock: Leopold.
- Toutain, B., Compaoré, A., Ouadba, J.-M., Kagoné, H. & Diallo, S. (2001): Mission d'appui scientifique „transhumance“. CIRAD-EMVT (0 1-43). – Technischer Bericht.
- Troll, C. & Paffen, K. (1964): Karte der Jahreszeitenklimate der Erde. In: *Erkunde*, 18, S. 5–28.
- Turner, M. G., O'Neill, R. V., Gardner, R. H. & Milne, B. T. (1989): Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. In: *Landscape Ecology*, 3, Nr. 3, S. 153–162.
- Turner II, B. L. & Kates, R. W. (1993): Population growth and agricultural change in Africa. University Press of Florida.
- Turner II, B. & Meyer, W. (1994): Global Land-use and land-cover change: An overview. In: Meyer, W. & Turner II, B. (Hrsg.): Changes in land use and land cover: A global perspective. Cambridge University Press.
- Turner II, B., Moss, R. & Skole, D. (1993): Relating land-use and global land-cover change: A proposal for an IGBP-HDP core project. Stockholm / Bonn, IGBP Report No. 24 and IHDP Report No. 5.
- Turner II, B., Skole, D., Sanderson, S., Fischer, G., Fresco, L. & Leemans, R. (1995): Land-Use and Land-Cover Change Science/Research Plan. Stockholm and Geneva: IGBP and HDP, IGBP Report No.35, HDP Report No.7.
- UN Economic Commission for Africa (2006): Water in Africa. Management Options to Enhance Survival and Growth. Addis Ababa, Ethiopia.
- UNDP (2006): Human Development Report 2006. Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis. New York: UNDP.
- UNEP (2002): Global Environment Outlook 3. Past present and future perspectives. EARTHS-CAN, S. 18.
- United Nations (2002): Report of the World Summit on Sustainable Development. Johannesburg, South Africa, 26 August–4 September 2002. New York.
- Veldkamp, A. & Fresco, L. O. (1996): CLUE: a conceptual model to study the Conversion of Land Use and its Effects. In: *Ecological Modelling*, 85, Nr. 2-3, S. 253–270.
- Veldkamp, A. & Lambin, E. (2001): Predicting land-use change. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, S. 1–6.
- Verburg, P. H. (2006): Simulating feedbacks in land use and land cover change models. In: *Landscape Ecology*, 21, S. 1171–1183.

- Verburg, P. H. & Chen, Y. (2000): Multiscale Characterization of Land-Use Patterns in China. In: *Ecosystems*, 3, Nr. 4, S. 369–385.
- Verburg, P. H., de Njis, T. C. M., van Eck, J. R., Visser, H. & de Jong, K. (2003a): A method to analyse neighbourhood characteristics of land-use patterns. In: *Computers, Environment and Urban Systems*, 28, S. 667–690.
- Verburg, P. H., Kok, K., Pontius Jr, R. G. & Veldkamp, A. (2006): Modeling land-use and land-cover change. In: Lambin, E. F. & Geist, H. (Hrsg.): *Land-use and land-cover change. Local processes and global impacts*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, S. 117–135.
- Verburg, P. H. & Veldkamp, A. (2004): Projecting land use transitions at forest fringes in the Philippines at two spatial scales. In: *Landscape Ecology*, 19, Nr. 1, S. 77–98.
- Verburg, P., Groot, W. de & Veldkamp, A. (2003b): Methodology for multi-scale land-use change modelling: concepts and challenges. In: Dolman, A., Verhagen, A. & Rovers, C. (Hrsg.): *Global environmental change and landuse*. Kluwer, Dordrecht, S. 17–51.
- Verburg, P., Schot, P., Veldkamp, A. & Dijst, M. (2004a): Land use change modelling: Current practice and research priorities. In: *GeoJournal*, 61, Nr. 4, S. 309–324.
- Verburg, P., Soepber, W., Veldkamp, A., Limpiada, R., Espaldon, V. & Mastura, S. (2002): Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. In: *Environmental Management*, 30, Nr. 3, S. 391–405.
- Verburg, P., Veldkamp, A., Willemen, L., Overmars, K. & Castella, J.-C. (2004b): Landscape Level Analysis of the Spatial and Temporal Complexity of Land-Use Change. In: DeFries, R., Asner, G. & Houghton, R. (Hrsg.): *Ecosystems and Land Use Change*. Band 153, American Geophysical Union, S. 217–230.
- Verstraete, M. M., Pinty, B. & Myneni, R. B. (1996): Potential and limitations of information extraction on the terrestrial biosphere from satellite remote sensing. In: *Remote Sensing of Environment*, 58, Nr. 2, S. 201–214.
- Vescovi, F., Park, S. & Vlek, P. L. G. (2002): Detection of human-induced land cover changes in a savannah landscape in Ghana: I. Change detection and quantification. In: *Proceedings of the EARSeL SIG Remote Sensing for Developing Countries*.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997): Human Domination of Earth's Ecosystems. In: *Science*, 277, Nr. 5325, S. 494–499.
- Voinov, A., Costanza, R., Wainger, L., Boumans, R., Villa, F., Maxwell, T. & Voinov, H. (1999): Patuxent landscape model: integrated ecological economic modeling of a watershed. In: *Environmental Modelling and Software*, 14, Nr. 5, S. 473–491.
- Vollmert, P., Fink, A. & Besler, H. (2003): "Ghana Dry Zone und "Dahomey Gap": Ursachen für eine Niederschlagsanomalie im tropischen Westafrika. In: *Die Erde*, 134, S. 375–393.
- Wainwright, J. & Mulligan, M. (2003): *Environmental modelling. Finding simplicity in complexity*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Walter, H. (1971): *Ecology of tropical and subtropical vegetation*. Edinburgh: Oliver & Boyd.

- Wardell, A. D., Reenberg, A. & Tottrup, C. (2003): Historical footprints in contemporary land use systems: forest cover changes in savannah woodlands in the Sudano-Sahelian zone. In: *Global Environmental Change*, 13, Nr. 4, S. 235–254.
- Warren, A. (2002): Land degradation is contextual. In: *Land Degradation & Development*, 13, S. 449–459.
- Weber, G., Smith, J. & Manyong, M. V. (1996): System dynamics and the definition of research domains for the northern Guinea savanna of West Africa. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 57, Nr. 2-3, S. 133–148.
- Weiss, A. (2001): Terrain analysis: Principles and application. In: *Postersession at ESRI user Conference 2001..*
- Wezel, A. & Böcker, R. (2000): Vegetation of Benin. In: Graef, F., Lawrence, P. & Oppen, M. von (Hrsg.): *Adapted farming in West Africa: Issues, potentials and perspectives. Final Report (1986-1999) of the Special Research Programme 308 „Adapted Farming in West Africa“.* Verlag Ulrich E. Grauer, S. 219–226.
- White, F. (1983): The vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNOSO vegetation map of Africa. Band 20, Natural Resource Research. UNESCO.
- White, R. & Engelen, G. (2000): High-resolution integrated modelling of the spatial dynamics of urban and regional systems. In: *Computers, Environment and Urban Systems*, 24, S. 383–400.
- Will, H. (1996): Fernerkundung und Weideökologie in der subhumiden Savannenzzone NW-Benins. Band 4, *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie*. Karlsruhe, S. 118.
- Will, H. (1998): Anwendung von Fernerkundungsverfahren im Rahmen der Weidepotentialstudie in NW-Benins. In: *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie*, 1, S. 212–237.
- Windmeijer, P. & Andriess, W. (Hrsg.) (1993): *Inland Valleys in West Africa: An Agro-Ecological Characterization of Rice-Growing Environments*. Band 52, ILRI Publication. Wageningen, Niederlande: International Institute for Land Reclamation and Improvement, S. 160.
- Witzke, H. (2002): Impact Analysis of the European Commission's proposal under the Mid-Term Review of the CAP using the CAPSIM model. In: *European Commission, DG Agriculture (Hrsg.): Mid Term Review of the Common Agricultural Policy. July 2002 Proposals, Impact Analyses*. Brussels, S. 171–193.
- Wood, C. & Skole, D. (1998): Linking satellite, census, and survey data to study deforestation in the Brazilian Amazon. In: *Livermann, D., Moran, E., Rindfuss, R. & Stern, R. (Hrsg.): People and Pixels. Linking remote sensing and social science*. Washington, S. 70–93.
- Wood, E. C., Tappan, G. G. & Hadj, A. (2004): Understanding the drivers of agricultural land use change in south-central Senegal. In: *Journal of Arid Environments*, 59, Nr. 3, S. 565–582.
- World Commission on Environment and Development (1987): *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.

Wu, J. & Qi, Y. (2000): Dealing with scale in landscape analysis: An overview. In: *Geographic Information Sciences*, 6, Nr. 1, S. 1–5.