

**Räumliche Modellierung der Dynamik von Landnutzung
in Hessen und ihrer Wirkung auf die biologische
Kohlenstoffspeicherung**

Entwicklung eines GIS-basierten Modellsystems

Dissertation

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.) im Fachbereich
Elektrotechnik/Informatik der Universität Kassel

vorgelegt von

Dipl.-Geoökol. Rüdiger Schaldach

Kassel 2004

Dissertation eingereicht am: 26.04.2004
Disputation am: 15.09.2004
Erster Gutachter: Prof. Dr. Joseph Alcamo
Zweiter Gutachter: Prof. Dr. Rick Leemans

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt und andere als die in der Dissertation angegebenen Hilfsmittel nicht benutzt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder unveröffentlichten Schriften entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht. Kein Teil dieser Arbeit ist in einem anderen Promotions- oder Habilitationsverfahren verwendet worden.

Rüdiger Schaldach

Erklärung über Veröffentlichungen

Im Rahmen dieser Arbeit sind die folgenden Veröffentlichungen entstanden:

Schaldach, R., Alcamo, J., 2003. Modelling the impact of land use change on sources and sinks of greenhouse gases on a regional scale. In: Dijst, M., Schot, P. and de Jong, K. (eds.): Framing Land Use Dynamics: reviewed abstracts international conference 16 - 18 April 2003. Faculty of Geographical Sciences, Utrecht University, Utrecht, The Netherlands: 222-223.

Schaldach, R., 2003. A GIS-based Integrated Simulation Environment for Linking Land Use Patterns to Ecosystem Processes. In: Gnauck, A., Heinrich, R. (Hrsg.): Proceedings of the 17th International Conference Informatics for Environmental Protection, Cottbus: 246-252. Metropolis Verlag.

Schaldach, R., 2003. Simulation von Landnutzungsänderung auf der regionalen Skala für das Bundesland Hessen - das Modell LUCHesse. In: Proceedings zum 7. Workshop Modellierung und Simulation von Ökosystemen, 29. - 31. Oktober 2003 in Kölpinsee/Usedom. Im Druck.

Schaldach, R., 2004. Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderung auf biogene Quellen und Senken von Treibhausgasen in Hessen - das Modellsystem HILLS. In: Proceedings zum Workshop Simulation in den Umwelt- und Geowissenschaften, 17. - 19. März 2004 in Müncheberg.

Danksagung

Diese Arbeit ist im Rahmen des Projekts „Quellen und Senken für Treibhausgase aus Landnutzung und Landbedeckung in Hessen“ am Wissenschaftlichen Zentrum für Umweltsystemforschung der Universität Kassel entstanden. Die Finanzierung erfolgte durch das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) in Wiesbaden.

Bedanken möchte ich mich bei allen Menschen, die an dem Projekt beteiligt sind und mich im Laufe der letzten vier Jahre bei meinen Arbeiten unterstützt haben. Als erstes bei Prof. Dr. Joseph Alcamo für seine Unterstützung bei der Anfertigung der Dissertation und für viele konstruktive Gespräche. Dann Janina Onigkeit und Karl-Heinz Simon, die maßgeblich an der Antragstellung beteiligt waren. Für tatkräftige Unterstützung bei den Projektarbeiten möchte ich vor allem Gerald Busch, Elke Stehfest sowie Jan Philipp Stephan und Stanislaw Lando danken. Auch gilt mein Dank Prof. Dr. Hanewald und Dr. Wolf vom HLUG für die gute Zusammenarbeit.

Weiterhin herzlichen Dank an alle Kollegen und Kolleginnen am WZ-USF für ein inspirierendes Arbeitsumfeld und viele schöne Weihnachtsfeiern. Besonders möchte ich hier Martina Flörke, Marcel Endejan und Jörg Priess für die Durchsicht des Manuskripts und die kritischen Diskussionen danken. Auch Thomas Henrichs, der mich mit Überlebensstrategien für das Leben in der „Metropole Kassel“ vertraut gemacht hat, gebührt mein Dank.

All dies wäre nicht ohne die Unterstützung meiner Familie möglich gewesen. Danke für alles! Nichts wäre ich ohne die Liebe und Geduld, die mir Anja entgegenbringt. Sie lässt die Sonne für mich scheinen.

Zusammenfassung

Die gegenwärtige Entwicklung der internationalen Klimapolitik verlangt von Deutschland eine Reduktion seiner Treibhausgasemissionen. Wichtigstes Treibhausgas ist Kohlendioxid, das durch die Verbrennung fossiler Energieträger in die Atmosphäre freigesetzt wird. Die Reduktionsziele können prinzipiell durch eine Verminderung der Emissionen sowie durch die Schaffung von Kohlenstoffsinken erreicht werden. Senken beschreiben dabei die biologische Speicherung von Kohlenstoff in Böden und Wäldern. Eine wichtige Einflussgröße auf diese Prozesse stellt die räumliche Dynamik der Landnutzung einer Region dar. In dieser Arbeit wird das Modellsystem HILLS entwickelt und zur Simulation dieser komplexen Wirkbeziehungen im Bundesland Hessen genutzt. Ziel ist es, mit HILLS über eine Analyse des aktuellen Zustands hinaus auch Szenarien über Wege der zukünftigen regionalen Entwicklung von Landnutzung und ihrer Wirkung auf den Kohlenstoffhaushalt bis 2020 zu untersuchen.

Für die Abbildung der räumlichen und zeitlichen Dynamik von Landnutzung in Hessen wird das Modell LUCHesse entwickelt. Seine Aufgabe ist die Simulation der relevanten Prozesse auf einem 1 km² Raster, wobei die Raten der Änderung exogen als Flächentrends auf Ebene der hessischen Landkreise vorgegeben werden. LUCHesse besteht aus Teilmodellen für die Prozesse „Ausbreitung von Siedlungs- und Gewerbefläche“, „Strukturwandel im Agrarsektor“ sowie „Neuanlage von Waldflächen (Aufforstung)“. Jedes Teilmodell umfasst Methoden zur Bewertung der Standorteignung der Rasterzellen für unterschiedliche Landnutzungsklassen und zur Zuordnung der Trendvorgaben zu solchen Rasterzellen, die jeweils am besten für eine Landnutzungsklasse geeignet sind. Eine Validierung der Teilmodelle erfolgt anhand von statistischen Daten für den Zeitraum von 1990 bis 2000. Als Ergebnis eines Simulationslaufs werden für diskrete Zeitschritte digitale Karten der Landnutzungsverteilung in Hessen erzeugt.

Zur Simulation der Kohlenstoffspeicherung wird eine modifizierte Version des Ökosystemmodells Century entwickelt (GIS-Century). Sie erlaubt einen gesteuerten Simulationslauf in Jahresschritten und unterstützt die Integration des Modells als Komponente in das HILLS Modellsystem. Es werden verschiedene Anwendungsschemata für GIS-Century entwickelt, mit denen die Wirkung der Stilllegung von Ackerflächen, der Aufforstung sowie der Bewirtschaftung bereits bestehender Wälder auf die Kohlenstoffspeicherung untersucht werden kann. Eine Validierung des Modells und der Anwendungsschemata erfolgt anhand von Feld- und Literaturdaten.

HILLS implementiert eine sequentielle Kopplung von LUCHesse mit GIS-Century. Die räumliche Kopplung geschieht dabei auf dem 1 km² Raster, die zeitliche Kopplung über die Einführung eines Landnutzungsvektors, der die Beschreibung der Landnutzungsänderung einer Rasterzelle während des Simulationszeitraums enthält. Außerdem integriert HILLS beide Modelle über ein dienste- und datenbankorientiertes Konzept in ein Geografisches Informationssystem (GIS). Auf diesem Wege können die GIS-Funktionen zur räumlichen Datenhaltung und Datenverarbeitung genutzt werden.

Als Anwendung des Modellsystems wird ein Referenzszenario für Hessen mit dem Zeithorizont 2020 berechnet. Das Szenario setzt im Agrarsektor eine Umsetzung der AGENDA 2000 Politik voraus, die in großem Maße zu Stilllegung von Ackerflächen führt, während für den Bereich „Siedlung und Gewerbe“ sowie Aufforstung die aktuellen Trends der Flächenausdehnung fortgeschrieben werden. Mit HILLS ist es nun möglich, die Wirkung dieser Landnutzungsänderungen auf die biologische Kohlenstoffspeicherung zu quantifizieren. Während die Ausdehnung von Siedlungsflächen als Kohlenstoffquelle identifiziert werden kann (-37 kt C a⁻¹), findet sich die wichtigste Senke in der Bewirtschaftung bestehender Waldflächen (+794 kt C a⁻¹). Weiterhin führen die Stilllegung von Ackerfläche (+26 kt C a⁻¹) sowie Aufforstung (+29 kt C a⁻¹) zu einer zusätzlichen Speicherung von Kohlenstoff. Für die Kohlenstoffspeicherung in Böden zeigen die Simulationsexperimente sehr klar, dass diese Senke nur von beschränkter Dauer ist.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Hintergrund.....	1
1.2	Zielsetzung.....	2
1.3	Struktur der Arbeit und Vorgehensweise.....	3
2	Grundlagen.....	5
2.1	Landnutzung, Landnutzungsänderung und Kohlenstoffspeicherung.....	5
2.1.1	Der globale Kohlenstoffkreislauf.....	5
2.1.2	Biologische Quellen und Senken im Kyotoprotokoll.....	6
2.1.3	Landnutzung und Landnutzungsänderung.....	7
2.1.4	Die Rolle der Landwirtschaft für die Speicherung von Kohlenstoff in Böden.....	10
2.1.5	Die Rolle von Aufforstung und Forstmanagement bei der Speicherung von Kohlenstoff	13
2.2	Stand der Forschung bei der Modellierung von Landnutzungsänderung und des Kohlenstoffkreislaufs.....	16
2.2.1	Modelle und Szenarien.....	16
2.2.2	Skalen und Hierarchien.....	17
2.2.3	Stand der Forschung in der Landnutzungsmodellierung.....	19
2.2.4	Modellierung der Kohlenstoffflüsse und –speicher.....	25
2.2.5	Modellkopplung.....	28
2.3	Stand der Technik zur Integration von GIS und Modellen.....	30
2.3.1	Grundlegende Konzepte.....	30
2.3.2	Interoperabilität von GIS und Modellen.....	33
2.4	Ableitung der Arbeitsaufgaben.....	37
3	Untersuchungsregion Hessen.....	39
3.1	Naturräumliche Beschreibung.....	39
3.2	Administrative Gliederung und Wirtschaft.....	41
3.3	Aktuelle Landnutzung und ihre Entwicklung über die Jahrzehnte.....	42
3.4	Identifikation der relevanten Prozesse der Landnutzungsänderung in der Vergangenheit.....	44
3.5	Datengrundlage für das Modellsystem.....	44
4	Das Landnutzungsmodell <i>LUC</i>Hesse.....	47
4.1	Modellkonzept.....	47
4.1.1	Zielsetzung.....	47
4.1.2	Landnutzungsklassen und ihre zeitliche Entwicklung.....	47
4.1.3	Zeitliche und räumliche Modellauflösung.....	48
4.1.4	Funktionsweise von <i>LUC</i> Hesse.....	49
4.2	Trendvorgaben und Flächenbedarf auf der Makroebene.....	50

4.2.1	Zeitliche Skalierung der Trendvorgaben.....	50
4.2.2	Trendvorgaben und Bedarf für Siedlung und Gewerbe.....	50
4.2.3	Trendvorgaben und Bedarf für den Agrarsektor.....	50
4.2.4	Das RAUMIS-Modell.....	51
4.3	Mikrodynamisches Teilmodell.....	52
4.3.1	Funktionsweise von Zellularautomaten.....	52
4.3.2	Funktionsweise des Zellularautomaten mit Randbedingungen und Einführung des Prozessbegriffs.....	54
4.3.3	Anfangs- und Randbedingungen, Nachbarschaftsbeziehungen.....	55
4.3.4	Standortbewertung.....	55
4.3.5	Zuordnung von Landnutzungstypen – die Prozesshierarchie.....	56
4.4	Modellierung der Prozesse in Hessen.....	57
4.4.1	Datengrundlage für das Bundesland Hessen.....	57
4.4.2	Bewertung der Standorteigenschaften Boden und Hangneigung.....	58
4.4.3	Das Teilmodell Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung.....	59
4.4.4	Das Teilmodell Entwicklung des Agrarsektors.....	63
4.4.5	Das Teilmodell Entwicklung von Aufforstungsflächen.....	65
4.4.6	Abbildung der Konkurrenz verschiedener Nutzungen.....	67
4.5	Validierung der Teilmodelle.....	69
4.5.1	Grundlagen.....	69
4.5.2	Methode der Modelleffizienz.....	70
4.5.3	Vorgehensweise bei der Modellvalidierung von <i>LUC</i> Hesse.....	71
4.5.4	Validierung des Teilmodells Siedlungs- und Gewerbebebietsentwicklung.....	71
4.5.5	Validierung des Teilmodells für den Agrarsektor.....	75
4.6	Implementierung des Modells <i>LUC</i> Hesse.....	79
4.6.1	Klassenstruktur des Modells.....	79
4.6.2	Realisierung der Softwarekomponente.....	81
5	Modellierung der Kohlenstoffflüsse und –speicher.....	82
5.1	Zielsetzung und Vorgehensweise.....	82
5.2	Beschreibung des Century-Modells.....	82
5.2.1	Übersicht.....	82
5.2.2	Bodenmodell: „Dynamik der organischen Bodensubstanz“.....	83
5.2.3	Vegetationsmodell: „Pflanzenwachstum und Management“.....	84
5.3	Arbeitsweise des Century Modells.....	86
5.3.1	Ablauf einer Simulation.....	86
5.3.2	Aufbau der Arbeitsumgebung von Century.....	87
5.4	Entwicklung von GIS-Century.....	88
5.4.1	Anforderungen an die Modellstruktur.....	88
5.4.2	Konzeption von GIS-Century.....	88

5.4.3	Modellanwendung in Hessen.....	91
5.5	Modellanwendung und Validierung: Kohlenstoffspeicherung in Böden durch Stilllegung von Ackerflächen.....	93
5.5.1	Zielsetzung.....	93
5.5.2	Charakterisierung der Standorte.....	93
5.5.3	Anwendungsschema für GIS-Century.....	95
5.5.4	Experiment 1: Standortvergleich.....	95
5.5.5	Experiment 2: Unterschiedliche Folgenutzungen.....	98
5.5.6	Fazit aus den Simulationsexperimenten.....	100
5.6	Modellanwendung und Validierung: Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse forstwirtschaftlich genutzter Wälder.....	101
5.6.1	Zielsetzung.....	101
5.6.2	Vorgehensweise: Kohlenstoffbilanzierung bestehender Waldflächen.....	101
5.6.3	Kalibrierung und Validierung des Bestandswachstums.....	101
5.6.4	Einfluss der forstwirtschaftlichen Nutzung auf die Kohlenstoffspeicherung.....	105
5.6.5	Fazit.....	107
5.7	Modellanwendung: Kohlenstoffspeicherung in Aufforstungsflächen.....	108
5.7.1	Zielsetzung.....	108
5.7.2	Vorgehensweise.....	108
5.8	Gesamtfazit des Kapitels.....	109
6	Integration der Modelle in HILLS.....	110
6.1	Zielsetzung.....	110
6.2	Konzeptioneller Aufbau des HILLS Modellsystems.....	110
6.2.1	Modularer Aufbau.....	110
6.2.2	Zeitliche und räumliche Skalenebenen.....	111
6.3	Implementierung des HILLS Modellsystems.....	113
6.4	Entwurf der Gemeinsamen Datenbasis.....	115
6.4.1	Struktur der Basisdaten.....	115
6.4.2	Struktur der Szenariendaten.....	118
6.4.3	Struktur der Experimentdaten.....	119
6.4.4	Struktur der Bodenparameter.....	121
6.5	Modellkomponenten und Simulationsdienste.....	122
6.5.1	Simulationsdienst des Landnutzungsmoduls.....	122
6.5.2	Simulationsdienste des Kohlenstoffmoduls.....	122
6.6	Fazit.....	125
7	Anwendung von HILLS auf ein Referenzszenario in Hessen.....	126
7.1	Eine Methode zur Simulation der Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung.....	126
7.2	Ist die räumliche Auflösung der Mikroebene ausreichend zur Kopplung von LUCHesse und GIS-Century ?.....	126

7.3	Wirkung der Urbanisierung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung.....	128
7.3.1	Annahmen des Referenzszenarios.....	128
7.3.2	Räumliche Änderung der Landnutzung.....	129
7.3.3	Auswirkungen auf die biologische Kohlenstoffspeicherung.....	130
7.4	Wirkung der Strukturänderung des Agrarsektors auf die Kohlenstoffspeicherung..	131
7.4.1	Annahmen des Referenzszenarios.....	131
7.4.2	Räumliche Änderung der Landnutzung.....	132
7.4.3	Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung.....	133
7.4.4	Modellvalidierung mit der IPCC-Richtlinie.....	135
7.5	Wirkung von Aufforstung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung.....	138
7.5.1	Annahmen des Referenzszenarios.....	138
7.5.2	Räumliche Änderung der Landnutzung.....	139
7.5.3	Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung.....	139
7.5.4	Experiment zum Einfluss der räumlichen Verteilung von Aufforstungsflächen auf die Kohlenstoffspeicherung.....	140
7.6	Forstwirtschaftliche Nutzung bestehender Waldflächen.....	141
7.6.1	Annahmen des Referenzszenarios.....	141
7.6.2	Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung.....	141
7.7	Bilanz der biologischen Kohlenstoffspeicherung in Hessen.....	143
7.8	Unsicherheiten der Modellergebnisse.....	144
8	Diskussion und Ausblick.....	145
8.1	Wie kann das Modell <i>LUC</i> Hesse in den Rahmen anderer wissenschaftlicher Arbeiten eingeordnet werden?.....	145
8.2	Welche informationstechnischen Probleme wurden bei der Entwicklung von HILLS gelöst, an welchen Stellen muss die Weiterentwicklung ansetzen?.....	146
8.2.1	Die Modelle <i>LUC</i> Hesse und GIS-Century.....	146
8.2.2	GIS-Integration und Realisierung der Modellkopplung.....	147
8.3	Welchen wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn schafft die Entwicklung und Anwendung des Modellsystems?.....	149
8.3.1	Ein Werkzeug zur Analyse von konsistenten Landnutzungsszenarios.....	149
8.3.2	Quantifizierung der Wirkung verschiedener Landnutzungsänderungen auf die Kohlenstoffspeicherung.....	149
8.3.3	Abbildung der räumlichen Variabilität der Kohlenstoffflüsse.....	150
8.3.4	Ein erster Schritt hin zu einem rückgekoppelten Modellsystem.....	150
8.4	Ausblick.....	151
9	Literaturverzeichnis.....	152

Verzeichnis der Anhänge

Anhang A	Kennzahlen der RAUMIS-Kreise.....	A1
Anhang B	Zuordnungsvorschrift für CORINE-Landbedeckung an <i>LUCHesse</i> Landnutzungsklassen.....	A2
Anhang C	Klimastandorte.....	A3
Anhang D	Modellparameter für Management und Vegetation, Anwendungsschema: „Stilllegung von Ackerfläche“	A5
Anhang E	Modellparameter für Management und Vegetation, Anwendungsschema: „Forstnutzung“	A9
Anhang F	Anfangswerte für Aufforstungsflächen.....	A13
Anhang G	Flächentrends des Referenzszenarios.....	A14

Abbildungsverzeichnis

1.1	Wegweiser durch die Struktur der Arbeit.....	3
2.1	Übersicht über den globalen Kohlenstoffkreislauf.....	5
2.2	Verlauf des organischen Kohlenstoffgehalts (SOC) in Böden.....	11
2.3	Kohlenstoffvorräte in oberirdischer Biomasse und Humus.....	15
2.4	Modelle und Szenarien.....	16
3.1	Administrative Gliederung des Bundeslandes Hessen.....	41
3.2	Bodennutzung in Hessen im Jahr 2001.....	42
3.3	Grenzen der Landkreise, kreisfreien Städte und der RAUMIS-Kreise in Hessen.....	44
4.1	Konzeptioneller Aufbau und Funktionsweise des Landnutzungsmodells <i>LUC</i> Hesse.....	49
4.2	<i>Von Neumann</i> und <i>Moore</i> Nachbarschaft.....	52
4.3	Zustandsdiagramm für eine Rasterzelle im <i>LUC</i> Hesse Modell.....	54
4.4	Anteil der besiedelten Fläche der Rasterzellen im Großraum Kassel.....	60
4.5	Sensitivitätsanalyse des Parameters SGRENZ.....	62
4.6	Werte des Parameters SRATIO für die einzelnen RAUMIS-Kreise.....	71
4.7	Anzahl der Rasterzellen mit <i>Siedlung und Gewerbe</i> in den Hangneigungsklassen 1 bis 4 im Bezugsjahr 1990.....	72
4.8	Punktwolken der Simulationsergebnisse für die Siedlungsentwicklung im Validierungszeitraum.....	73
4.9	Prozentanteile der CORINE Landbedeckungsklassen Ackerland, Grünland und Wald an den Rasterzellen mit den verschiedenen Standortpotenzialen für <i>Ackerfläche</i>	75
4.10	Punktwolken der Simulationsergebnisse für die Zuweisung der <i>Ackerfläche</i> auf <i>Landwirtschaftliche Restfläche</i> im Jahr 1990.....	78
4.11	UML-Klassendiagramm der wichtigsten Elemente des Modells <i>LUC</i> Hesse.....	79
4.12	Schematischer Aufbau der komponentenbasierten <i>LUC</i> Hesse Arbeitsumgebung.....	81
5.1	Schematischer Aufbau eines Ablaufplans einer <i>Century</i> Simulation.....	87
5.2	Schematischer Aufbau der GIS-Century Arbeitsumgebung.....	90
5.3	Schematischer Ablauf einer Simulation mit <i>GIS-Century</i> als UML-Sequenzdiagramm....	91
5.4	Verlauf des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs für die verschiedenen Standorttypen.....	96
5.5	Verlauf des Bodenkohlenstoffs für den Standort Darmstadt-Dieburg und Boden 4 für verschiedene Folgenutzungen.....	99
5.6	Charakteristischer Verlauf der Ergebnisvariable RLWOODC.....	102
5.7	Gegenüberstellung der <i>GIS-Century</i> Ergebnisse mit den Daten der Forststatistik.....	104
5.8	<i>GIS-Century</i> Simulationsergebnisse der Entwicklung von Kohlenstoff im Derbholzspeicher einer Laubwaldfläche für verschiedene Nutzungsintensitäten.....	105
6.1	Modularer Aufbau des HILLS Modellsystems.....	110
6.2	Hierarchisch organisiertes räumliches Skalensystem in HILLS.....	111
6.3	Schematischer Aufbau des Modellsystems HILLS.....	113
6.4	UML-Klassendiagramm der HILLS Basisdaten.....	115

6.5	UML-Klassendiagramm der Klasse <i>Szenario</i>	118
6.6	UML-Klassendiagramm der Experimentdaten.....	119
6.7	UML-Klassendiagramm der Beziehung zwischen <i>Bodenparameter</i> und <i>Bodengruppe</i>	121
6.8	Schematische Darstellung des Aufbaus der Simulationsdienste des Kohlenstoffmoduls sowie des Ablaufs der einzelnen Teilaufgaben.....	122
7.1	Zunahme der Siedlungs- und Gewerbefläche in Hessen zwischen 1990 und 2020.....	128
7.2	Entwicklung der Siedlungs- und Gewerbeflächen zwischen 1990 und 2020 auf Rasterebene.....	129
7.3	Landnutzungsverteilung im RAUMIS-Kreis „Schwalm-Eder“ für 2020.....	130
7.4	Trendvorgaben der Landnutzungsklassen <i>Ackerfläche</i> sowie <i>Grünland und Weideland</i> ...	131
7.5	Räumliche Dynamik der Landnutzung im Agrarsektor zwischen 1990 und 2020.....	132
7.6	Festlegung von Kohlenstoff in Böden von stillgelegten Ackerflächen.....	133
7.7	Speicherung von Kohlenstoff in organischer Bodensubstanz durch Stilllegung von Ackerflächen zwischen 1990 und 2020.....	134
7.8	Zwischen 1990 und 2020 neu angelegte Aufforstungsflächen.....	139
7.9	Kohlenstoffspeicherung durch Aufforstung in Vegetationsbiomasse und in der organischen Bodensubstanz (SOM).....	140
7.10	Mit dem HILLS Kohlenstoffmodul simulierte mittlere jährliche Kohlenstoffaufnahme durch bestehende Waldflächen.....	142

Tabellenverzeichnis

2.1	C _{org} - und N-Gehalte sowie Anteil der organischen Substanz eines Pseudogleys aus Löss in Abhängigkeit von der Nutzung.....	10
3.1	30-jährige Mittelwerte von Lufttemperatur und Jahresniederschlag an den Stationen Kleiner Feldberg, Geisenheim und Kassel	39
3.2	Entwicklung der Bodennutzung in Hessen zwischen 1970 und 2001.....	42
3.3	Entwicklung der Landwirtschaftlichen Nutzfläche zwischen 1971 und 1999.....	43
3.4	Überblick über die Umweltinformationen, die auf Rasterebene vorgegeben sind.....	45
4.1	FIS Bodenertragsklassen für die Nutzungen Ackerland, Grünland und Wald.....	58
4.2	Gruppierung der Hangneigung in fünf Hangneigungsklassen und deren Bewertung....	59
4.3	Übergangsmatrix von <i>LUCHesse</i>	67
4.4	Mittlere Standortpotenziale für <i>Ackerfläche</i> und <i>Grünland und Weideland</i>	76
5.1	Beschreibung der Standorttypen für die Validierung.....	94
5.2	Gespeicherte Kohlenstoffmengen (SOC) aus Experiment 1.....	96
5.3	Richtwerte für die in der landwirtschaftlichen Praxis anzustrebenden Gehalte an organischer Bodensubstanz (SOM).....	98
5.4	Gespeicherte Kohlenstoffmengen (SOC) aus Experiment 2.....	99
5.5	Charakteristika der Hauptbaumarten in Hessen.....	103
6.1	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>RAUMIS-Kreis</i>	116
6.2	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Gemeinde</i>	116
6.3	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Rasterzelle</i>	116
6.4	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Bodengruppe</i>	117
6.5	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Klimadaten</i>	117
6.6	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Szenario</i>	118
6.7	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Experiment</i>	120
6.8	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Landnutzung</i>	120
6.9	Relationen zur Beschreibung der Klassen <i>C_Aufforstung</i> und <i>C_Boden</i>	120
6.10	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>C_WALD</i>	121
6.11	Relation zur Beschreibung der Klasse <i>Bodenparameter</i>	121
7.1	Landnutzungsänderungen zwischen 1990 und 2010.....	136
7.2	Aufnahme von Kohlenstoff im Jahr 2010 für die betrachteten Parameterkombinationen in Hessen.....	137
7.3	Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Speicherung von Kohlenstoff.....	143

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Die gegenwärtige Entwicklung der internationalen Klimapolitik verlangt von Deutschland eine Reduktion seiner Treibhausgasemissionen. Als wichtigstes Treibhausgas gilt dabei Kohlendioxid, das durch die Verbrennung fossiler Energieträger in die Atmosphäre freigesetzt wird. Um den Emissionsverpflichtungen nachzukommen, stehen gemäß den Vorgaben des Kyoto-Protokolls prinzipiell zwei Wege offen: Zum einen über eine Verminderung der Emissionen und zum anderen über die Schaffung biologischer Kohlenstoffsinken. Hierunter fällt die zusätzliche Festlegung von Kohlenstoff in Böden und in der Biomasse in Wäldern (SCHIMMEL, 1995), soweit sie auf menschliche Aktivitäten zurückgeführt werden kann. Für die Größe sowie die zeitliche und räumliche Entwicklung dieser Senken spielen Landnutzung und Landnutzungsänderung eine zentrale Rolle (WATSON ET AL., 2000). Sie stellen eine wichtige Einflussgröße auf die Kohlenstoffflüsse zwischen Atmosphäre, Boden und Vegetation dar und bestimmen somit maßgeblich das Potenzial eines Landschaftsökosystems zur Kohlenstoffspeicherung. Vor diesem Hintergrund wurde am Zentrum für Umweltsystemforschung in Zusammenarbeit mit dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) ein Projekt mit dem Ziel gestartet, diesen Wirkzusammenhang für das Bundesland Hessen mit Methoden der Modellierung und Szenarienentwicklung darzustellen. In einer Simulationsstudie für den Zeitraum bis 2020 soll die Rolle von Böden und Wäldern als potenzielle Kohlenstoffsinken untersucht werden.

Eine umfassende Betrachtung dieses Problemkomplexes erfordert die Kopplung von Modellen für die beiden Bereiche Landnutzung und Kohlenstoffkreislauf. Landnutzungsmodelle bilden dabei komplexe Zusammenhänge zwischen sozioökonomischen und naturräumlichen Faktoren ab, die verantwortlich für die räumliche und zeitliche Dynamik der Landnutzung einer Region sind. Auf Grundlage der Modellergebnisse kann dann eine Modellierung der biologischen Kohlenstoffspeicherung erfolgen. Auf diesem Gebiet stehen den relativ einfachen Bilanzansätzen, wie sie etwa die IPCC-Richtlinien (IPCC, 1996) darstellen, komplexe Ökosystemmodelle gegenüber, welche die Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs und der Nährstoffkreisläufe abbilden. Auch wenn die Genauigkeit dieser Prozessmodelle als noch nicht ausreichend für eine Verwendung bei der Inventarerstellung im Rahmen des Kyoto-Protokolls betrachtet wird, so wird ihnen doch ein großes Potenzial, gerade für die räumliche Betrachtung der Einflüsse natürlicher und anthropogener Faktoren auf die Stoffflüsse von Ökosystemen zugeschrieben (WATSON ET AL., 2000).

1.2 Zielsetzung

Das Ziel dieser Arbeit besteht darin, ein Modellsystem (HILLS¹) zu entwerfen und prototypisch zu implementieren, das den Wirkzusammenhang zwischen Landnutzung, Landnutzungsänderung und den Kohlenstoffflüssen zwischen Atmosphäre, Vegetation und Böden räumlich abbildet. Mit diesem System soll eine Quantifizierung der biologischen Kohlenstoffsinken für Hessen durchgeführt werden. Die zeitliche Skala umfasst entsprechend den Projektvorgaben den Zeitraum zwischen 1990 als Bezugsjahr und 2020 als Szenarienhorizont. Als Fallbeispiel soll mit dem Modellsystem ein Referenzszenario berechnet werden, um exemplarisch den Einfluss verschiedener Arten der Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung in Hessen zu quantifizieren.

Eine zentrale Stellung in der Arbeit nimmt die Entwicklung des Modells *LUC*Hesse ein, welches die räumliche Dynamik der Landnutzung in Hessen abbildet. In diskreten Zeitschritten sollen dazu exogen vorgegebene Trends über den Umfang von Landnutzungsänderungen, die aus Szenarienvorgaben abgeleitet werden, räumlich auf ein gleichförmiges Raster umgesetzt werden. Diese zeitliche Sequenz von digitalen Landnutzungskarten bildet die Grundlage für die Berechnungen der Kohlenstoffflüsse. Für diese Aufgabe soll das prozessorientierte Ökosystemmodell *Century* (Parton et al., 1987) verwendet werden, das die Simulation von Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufen anthropogen bewirtschafteter Agrar- und Waldsysteme ermöglicht. Da *Century* als Punktmodell konzipiert ist, muss ein Konzept für seine räumliche Nutzung entworfen und die Softwarestruktur des Modells den Erfordernissen von HILLS angepasst werden. Ein großer Stellenwert soll darüber hinaus der Validierung von *LUC*Hesse und *Century* eingeräumt werden, um Aussagen über die Qualität der Modelle und über ihre Anwendbarkeit in Hessen ableiten zu können.

Informationstechnische Anforderungen an HILLS bestehen in der Kopplung des Landnutzungsmodells *LUC*Hesse mit dem Ökosystemmodell *Century* und in der Integration der Modelle in ein Geografisches Informationssystem (GIS), um den räumlichen Bezug des Modellsystems herzustellen. Die Aufgaben des GIS liegen dabei in der Aufbereitung und Verwaltung räumlicher Daten und in der Steuerung der gekoppelten Modelle. Hier sind geeignete Konzepte für das ArcGIS Softwarepaket zu identifizieren und umzusetzen.

¹ Hesse Integrated Land Use and Land Use Change Model-System

1.3 Struktur der Arbeit und Vorgehensweise

Der erste Teil von Kapitel 2 stellt zunächst den politischen und naturwissenschaftliche Rahmen der Arbeit vor. Hier werden grundlegende Fragen zur Speicherung von Kohlenstoff in Böden und Biomasse ebenso behandelt wie die Bedeutung der Kohlenstoffsenken im Klimaprotokoll von Kyoto. Im zweiten Teil des Kapitels wird der Stand der Forschung in den Bereichen Modellierung und Simulation von Landnutzungsänderung einerseits und der Modellierung von Kohlenstoffflüssen andererseits dokumentiert. Der dritte Teil des Kapitels beschäftigt sich mit den Grundlagen Geografischer Informationssysteme (GIS) und der Integration von Modellen in eine solche Softwareumgebung. Ferner werden die Softwaretechnologien vorgestellt, die bei der Implementierung des Modellsystems Anwendung finden. Als Synthese des Kapitels werden Anforderung für das HILLS Modellsystem abgeleitet.

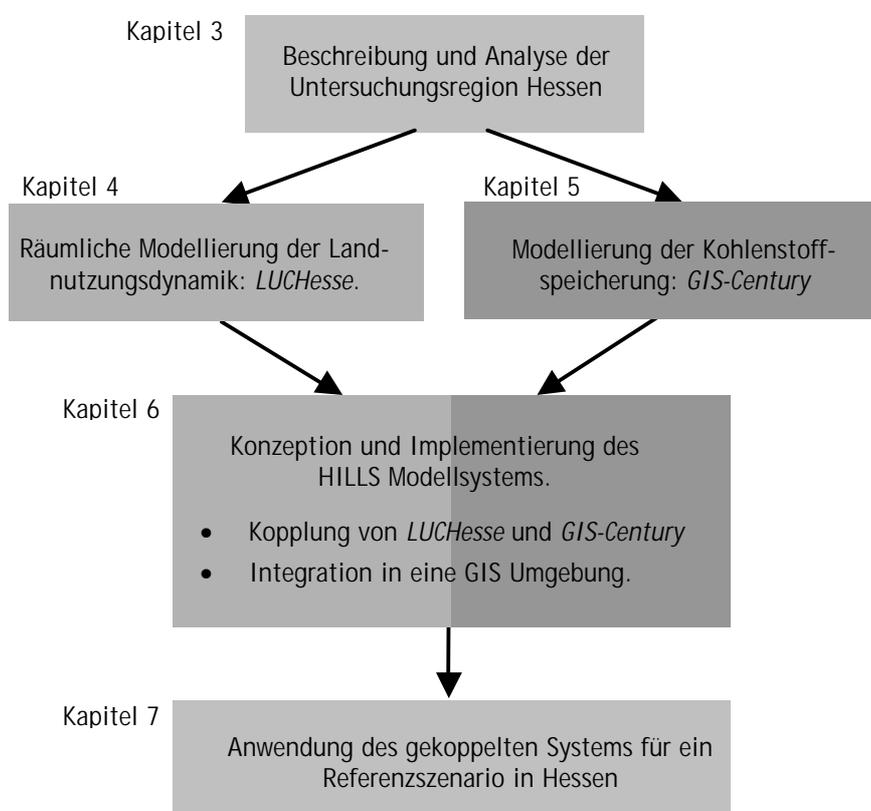


Abbildung 1.1: Wegweiser durch die Struktur der Arbeit.

Zur leichteren Orientierung über die Inhalte der Kapitel 3 bis 7, die den eigentlichen Kern der Arbeit bilden, ist in Abbildung 1.1 ein Wegweiser dargestellt. Kapitel 3 nimmt eine Analyse der naturräumlichen Ausstattung sowie der historischen und aktuellen Landnutzungstrends des Untersuchungsgebiets Hessen vor. Weiterhin wird die verwendete Datengrundlage vorgestellt. Die beiden folgenden Kapitel beschäftigen sich mit den Modellen, die im Modellsystem HILLS gekoppelt werden. Thema des vierten Kapitels ist die Konzeption, Implementierung und Validierung des Landnutzungsmodells *LUCHesse*. An dieser Stelle wird auch eine Übersicht über das agrarökonomische Modell *RAUMIS* gegeben, dessen Simulationsergebnisse zur Entwicklung des Referenzszenarios (siehe Kapitel 7) verwendet werden. Kapitel 5 stellt zunächst die Konzeption und Arbeitsweise

des Modells *Century* vor. Auf dieser Grundlage wird dann eine räumlich anwendbare Version unter dem Namen *GIS-Century* entwickelt. Daran anschließend werden Methoden der Modellanwendung für die Fragestellungen der Kohlenstoffspeicherung in Böden bzw. in der Biomasse von Wäldern erarbeitet (Anwendungsschemata) und im Rahmen einer Modellvalidierung auf ihre Funktionsfähigkeit im hessischen Kontext getestet. Thema von Kapitel 6 ist die softwaretechnische Entwicklung von HILLS. Hier werden Konzepte zur Kopplung der beiden Modelle und für ihre Integration in das Geografische Informationssystem ArcGIS entwickelt. Zentrale Elemente stellen der Entwurf einer gemeinsamen Datenbasis, die von beiden Modellen genutzt werden kann sowie die Umsetzung eines Dienstkonzepts zur Steuerung von Simulationsläufen dar.

Schließlich wird das Modellsystem HILLS in Kapitel 7 anhand eines Referenzszenarios getestet. Es erfolgt eine exemplarische Quantifizierung der Einflüsse verschiedener Landnutzungsänderungen auf die Speicherung von Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz und in der Biomasse von Wäldern. Eine abschließende Diskussion der in der Arbeit entworfenen und implementierten Konzepte findet in Kapitel 8 statt.

2 Grundlagen

2.1 Landnutzung, Landnutzungsänderung und Kohlenstoffspeicherung

Ziel dieses Unterkapitels ist es, den politischen und wissenschaftlichen Rahmen für die Fragestellung dieser Arbeit zu umreißen. Dabei sollen grundlegende Zusammenhänge und Wirkprinzipien vorgestellt werden. Den Anfang macht eine Übersicht über den globalen Kohlenstoffkreislauf. Darauf aufbauend folgt eine Betrachtung der Bedeutung der biologischen Kohlenstoffquellen und -senken im Rahmen des Kyoto-Protokolls. Anschließend wird der Wirkzusammenhang zwischen Landnutzung, Landnutzungsänderung und den biogeochemischen Prozessen des Kohlenstoffkreislaufs skizziert. Der Landwirtschaft und der Forstwirtschaft als wichtige Einflussfaktoren auf die biologische Speicherung von Kohlenstoff ist dabei jeweils ein eigener Abschnitt gewidmet.

2.1.1 Der globale Kohlenstoffkreislauf

Die Erhöhung des CO_2 Gehalts in der Atmosphäre gilt als Hauptverursacher der anthropogenen Verstärkung des Treibhauseffekts und der dadurch induzierten Klimaänderung (IPCC, 2001). Abbildung 2.1 gibt einen Überblick über den globalen Kohlenstoffkreislauf, wobei Kohlenstoffspeicher (Boxen) und Kohlenstoffflüsse (Pfeile) dargestellt sind.

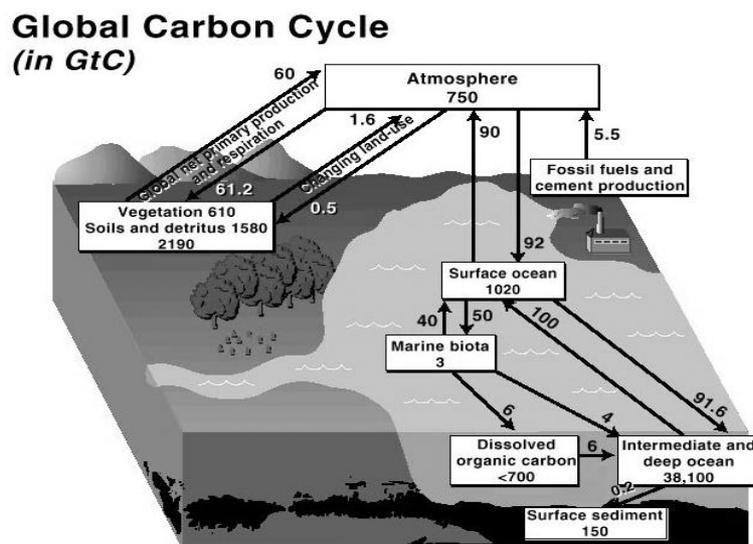


Abbildung 2.1: Übersicht über den globalen Kohlenstoffkreislauf nach SCHIMEL (1995). Dargestellt sind die wichtigsten Speicher (Boxen) und Flüsse (Pfeile) in Gt Kohlenstoff.

Die wichtigsten Kohlenstoffspeicher sind die Hydrosphäre, Atmosphäre, die Lithosphäre sowie die Biosphäre. Der Austausch zwischen Atmosphäre und Hydrosphäre findet weitestgehend in den oberen Wasserschichten der Ozeane statt, während der Hauptfluss zwischen Atmosphäre und Biosphäre durch die pflanzliche Primärproduktion bestimmt wird. Hierbei wird über den Prozess der Photosynthese Kohlenstoff in die pflanzliche Biomasse eingebaut. Eng damit verbunden ist der Speicher im Boden. Abgestorbene Pflanzenteile werden abgelagert und mikrobiell induziert über einen längeren Zeitraum in Form organischer Bodensubstanz festgelegt. Die Umsatzraten der beteiligten Teilsysteme (mikrobielle Respirationsprozesse, Eintrag an Pflanzenbiomasse usw.) sind wesentlich für Größe und Verhalten des Speichers verantwortlich. In der Lithosphäre ist Kohlen-

stoff sowohl in Kalkstein als auch in organischen Komponenten gespeichert (Erdgas, Kohle und Rohöl). Eine vom Menschen erzeugte Störung des Kohlenstoffkreislaufs geschieht über die Verbrennung von fossilen Energieträgern, wobei der in der Lithosphäre gespeicherte organische Kohlenstoff als Kohlendioxid in die Atmosphäre freigesetzt wird. Als wichtigste Aktivitäten, die zu diesen Emissionen führen, gelten Verkehr, Energiegewinnung und Industrie (SCHIMMEL, 1995). Die Nutzung dieser Form der Primärenergie erhöhte sich allein zwischen 1971 und 1998 von weltweit jährlich 4500 Mt auf über 7500 Mt Kohlenstoff (IPCC, 2001b).

Eine weitere bedeutende Einflussnahme des Menschen auf den Kohlenstoffkreislauf findet an der Schnittstelle zwischen Atmosphäre und Biosphäre bzw. Boden statt. Wälder können dabei sowohl Kohlenstoffquellen als auch -senken darstellen. So verursachte die Rodung und das Abbrennen von Wäldern im Jahr 1990 eine Freisetzung von 130 Mt Kohlenstoff, der vorher in pflanzlicher Biomasse festgelegt war (ALCAMO & SWART, 1998). Auf der anderen Seite kann eine nachhaltige Forstwirtschaft oder die Aufforstung von neuen Flächen dazu beitragen, zusätzlichen Kohlenstoff aus der Atmosphäre zu binden (WATSON ET AL., 2000). Auch für den Bodenspeicher gilt, dass er sowohl als Senke als auch als Quelle fungieren kann. Das Verhalten ist abhängig von der Landnutzung bzw. der Änderung von Landnutzung sowie den durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen. Diese beiden Bereiche werden in den Abschnitten 2.1.4 und 2.1.5 ausführlich diskutiert.

2.1.2 Biologische Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll

Im Rahmen des Kyoto-Protokolls (in WBGU, 1998) zur UN-Klimarahmenkonvention (UNFCCC) verpflichtet sich die Bundesrepublik Deutschland zu einer Reduktion der anthropogenen Treibhausgasemissionen um 21% für den ersten Verpflichtungszeitraum in den Jahren 2008 – 2012 (BMU, 2000) relativ zum Bezugsjahr 1990. Der „Kiotokorb“ umfasst dabei die Treibhausgase CO₂, CH₄, N₂O, FKWs, HFKWs und SF₆.

Nach Artikel 5 und Artikel 7 des Kyoto-Protokolls müssen die Vertragsstaaten nationale Inventare über die Emission (Quellen) und die Aufnahme (Senken) von Treibhausgasen vorlegen. Ein methodisches Rahmenwerk zur Erstellung dieser Inventare liefern die vom Zwischenstaatlichen Ausschuss über Klimaänderung² (IPCC) erarbeiteten „Richtlinien für die Erstellung von Treibhausgasinventaren“ (IPCC, 1996). Sie bieten einen Werkzeugkasten von Verfahren, die mit relativ geringem Aufwand umgesetzt werden können und Mindestanforderungen an Berechnungsverfahren und ihre zugrundeliegenden Annahmen definieren (WBGU, 1998). Prinzipiell besteht die Möglichkeit, auch komplexere Methoden anzuwenden.

Regelungen über die Anrechnung von biologischen Quellen und Senken aus dem Bereich „Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft“ finden sich in den Artikeln 3.3 und 3.4 des Kyoto-Protokolls. Kohlenstoffsenken sind dabei sinngemäß definiert als „Kohlenstoffreservoir, die Kohlenstoff aus der Atmosphäre aufnehmen und in der pflanzlichen Biomasse oder dem Humus speichern können (Wälder, Böden)“ (BMU, 2002). Voraussetzung einer Anrechnung ist, dass die jeweilige Festlegung die Freisetzung von Kohlenstoff z. B. durch Respirationsprozesse übersteigt, also eine positive Kohlenstoffbilanz des Systems vorliegt.

² Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls berücksichtigt zum einen die Auswirkungen der Tätigkeiten „Aufforstung“ und „Wiederaufforstung“, beispielsweise von ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen, als Kohlenstoffsinken. Zum anderen wird „Entwaldung“ als Kohlenstoffquelle betrachtet. Für den ersten Berichtszeitraum werden die entsprechenden Tätigkeiten seit 1990 berücksichtigt. Demgegenüber betrachtet Artikel 3.4 die Anrechnung „zusätzlicher Tätigkeiten“, die zu einer Vergrößerung biologischer Senken führen. Hierunter kann ein angepasstes forstliches Management von bestehenden Wäldern ebenso fallen wie eine Änderung der Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen, beispielsweise die Umwandlung von Ackerland in Grünland.

Praktische Probleme bei der Umsetzung ergeben sich bei der Abschätzung der Dauerhaftigkeit der Speicherung sowie bei methodischen Aspekten ihrer Bestimmung und Erfassung. In Bezug auf die Dauerhaftigkeit ist anzumerken, dass terrestrische Ökosysteme zunächst anfällig gegen Störungen sind. So kann der in einem Wald zusätzlich festgelegte Kohlenstoff durch ein Feuerereignis wieder freigesetzt werden. Gerade bei Ökosystemen, die stark durch Feuerökologie geprägt sind (z. B. boreale Nadelwälder), ergeben sich große Schwierigkeiten in der Bilanzierung. Außerdem wird in der Literatur davon ausgegangen, dass eine Obergrenze der Aufnahmefähigkeit von terrestrischen Ökosystemen besteht, die durch physiologische und mechanische Beschränkungen der oberirdischen Biomasse sowie physiko-chemisch bedingte Beschränkungen im Boden determiniert wird (WATSON ET AL., 2000).

Methodische Fragestellungen umfassen die Bestimmung, welche Komponenten eines Ökosystems betrachtet und welche zeitlichen Methoden der Bilanzierung genutzt werden sollen. Eine Diskussion dieser Fragen findet sich in HARKIN AND BULL (2001), NILSON UND SHVIDENKO (2000), HOUGHTON (2001) und FEARNSIDE ET AL. (2000). Weiterhin zu beachten sind Unsicherheiten sowohl bei der Erhebung von entsprechenden Daten, die meist einen starken räumlichen Bezug aufweisen, als auch bei der Parametrisierung von Modellen. Ansätze zur Unsicherheitsanalyse finden sich in IPCC (2000) und BRACK (2001) sowie im Kontext des globalen Wandels bei MOSS UND SCHNEIDER (2000).

2.1.3 Landnutzung und Landnutzungsänderung

Bisher wurden die Begriffe Landnutzung und Landnutzungsänderung nicht genauer spezifiziert. Im nachfolgenden Abschnitt wird daher näher auf diese beiden Begriffe eingegangen.

Nach WATSON ET AL. (2000) ist zunächst *Landbedeckung* von *Landnutzung* zu unterscheiden. *Landbedeckung* beschreibt dabei die biophysikalischen Eigenschaften der Erdoberfläche und der oberflächennahen Komponenten. Dies umfasst Vegetation, Fauna, Boden und Topographie genauso wie Grundwasser und menschengemachte Strukturen (Straßen, bebaute Flächen etc). Die Änderung der Landbedeckung kann als *Konversion* oder *Modifikation* erfolgen (MEYER UND TURNER, 1994). *Konversion* beschreibt eine Änderung der Landbedeckung (Wald in Grünland) und geht damit meist einher mit einer Änderung der Landnutzung (s. u.), während *Modifikation* die Änderung der Bewirtschaftungsweise einer Landbedeckung darstellt (z. B. eine Änderung des forstlichen Managements, das zu einer Ausdünnung des Baumbestands einer Fläche führt). In Verbindung mit dem Kyoto-Protokoll fallen die Maßnahmen nach Artikel 3.3 in die Kategorie Konversion, während die Maßnahmen nach Artikel 3.4 sowohl durch Modifikation als auch durch Konversion (z. B. Umwandlung Ackerland nach Grünland) erreicht werden können. Demgegenüber ist *Landnutzung* definiert durch die Art und Weise wie der Mensch die Landbedeckung nutzt. Beispiele für Land-

nutzungsklassen sind Siedlung, Ackerbau, Viehzucht und Erholung (WATSON ET AL., 2000). Eine Landbedeckung kann verschiedene Formen der Landnutzung erfahren. Wald ist als Landbedeckung definiert durch die Dominanz von Baumvegetation, während eine Landnutzung beispielsweise als Fläche zur Holzentnahme oder als Erholungsgebiet erfolgen kann.

Ein konzeptioneller Rahmen, um Änderung der Landnutzung und der Landbedeckung verstehen und letztendlich simulieren zu können, findet sich in MEYER UND TURNER (1994) sowie in GEIST UND LAMBIN (2001). Hier wird unterschieden zwischen unmittelbaren Ursachen (*proximate causes*) und den Gründen, die diesen Ursachen zugrunde liegen (*underlying causes*).

Zu den unmittelbaren Ursachen zählen menschliche Aktivitäten, die zu einer Änderung der Landnutzung und entsprechend zu einer Konversion oder Modifikation der Landbedeckung führen. Beispiele sind Brandrodung von tropischen Wäldern, Düngereinsatz im Ackerbau, Viehhaltung und Bewässerung. Sie bewirken eine direkte Beeinflussung der physikalischen Umwelt und führen Landbedeckung, als Beschreibung der physikalischen Umwelt, und Landnutzung, als Beschreibung des menschlichen Verhaltens, zusammen.

Die den unmittelbaren Ursachen zugrunde liegenden Einflüsse bezeichnen McNEILL ET AL. (1994) auch als treibende Kräfte. GEIST UND LAMBIN (2001) sehen in ihnen einen Komplex aus sozialen, politischen, ökonomischen, technologischen und kulturellen Variablen, welche die Mensch-Umwelt Beziehungen definieren. Diese komplexen Ursachen können auf verschiedenen Skalenebenen angesiedelt sein. Eine Unterteilung kann, in Anlehnung an McNEILL ET AL. (1994), in vier Bereiche vorgenommen werden:

- Politische Rahmenbedingungen,
- ökonomische Rahmenbedingungen,
- demografische Entwicklung,
- Vorhandensein bzw. Änderung der vorhandenen Umweltressourcen.

Beispiele für politische Rahmenbedingungen sind agrarpolitische Vorgaben (HENRICHSMeyer, 1999) aber auch normative Vorgaben z. B. über die Einrichtung von Naturschutzgebieten, in denen eine Änderung der Landnutzung gesetzlich nur in einem bestimmten Rahmen erlaubt ist. Ökonomische Rahmenbedingungen umfassen Unterpunkte, die für die Umsetzung von sozioökonomischen Zielen von Bedeutung sind: Wirtschaftliches Wachstum, technologische Entwicklung, bestehende Marktmechanismen (Soziale Marktwirtschaft, Planwirtschaft) und Anfälligkeit für politische und ökonomische Einflüsse auf globaler Ebene (z. B. Grad der Marktöffnung einer Volkswirtschaft). Die demografische Entwicklung beschreibt neben der Entwicklung der Bevölkerungszahl auch Aspekte des Lebensstils von Menschen einer Region. In Hessen beispielsweise wird trotz rückläufiger Bevölkerungsentwicklung bis 2020 mit einem steigenden Wohnraumbedarf gerechnet (LANDESENTWICKLUNGSPLAN, 2000), bedingt durch einen steigenden pro-Kopf-Wohnraumbedarf. Direkte Auswirkungen einer steigenden Bevölkerung auf Landnutzungsänderungen sehen GEIST UND LAMBIN (2001) in der Abholzung tropischer Regenwälder und ihrer Umwandlung in Ackerfläche. Vorhandene Umweltressourcen, d. h. die naturräumliche Ausstattung einer Region, beeinflussen sowohl den Umfang als auch den Ort der Landnutzung. Ackerbau ist u. a. an geeignete Klimabedingungen geknüpft (Niederschläge, Temperatur), Siedlungsentwicklung wird durch die Topographie eingeschränkt (FRITSCH, 2002). Veränderungen dieser Bedingungen, z. B. die Abnahme der Bodenfruchtbarkeit oder Klimaänderungen, bewirken entsprechend eine Anpassung der Landnutzung.

Die Verbindung zwischen treibenden Kräften und unmittelbaren Ursachen ist u. U. sehr komplex und in verschiedenen Weltregionen unterschiedlich zu beurteilen. Eine Diskussion über dieses Thema findet sich in LAMBIN ET AL. (2001).

Konversion oder Modifikation der Landbedeckung zieht in der Folge eine Beeinflussung der Umwelt nach sich, sei es durch die Emission von Treibhausgasen, den Verlust an Biodiversität, einer Änderung der Wasserqualität oder durch Klimawandel (TURNER ET AL., 1995). Da für diese Arbeit der Einfluss der Landnutzungsänderung auf den Kohlenstoffkreislauf von besonderer Bedeutung ist, sind im folgenden die wichtigsten Landnutzungsänderungen, die Kohlendioxidemissionen verursachen bzw. zu einer zusätzlichen Festlegung aus der Atmosphäre beitragen nochmals nach WATSON ET AL. (2000) zusammengefasst:

- Erhöhung der Biomasse und damit des gespeicherten Kohlenstoffs in Wäldern durch Änderung des forstlichen Managements (Modifikation) oder durch die Neuanlage von Aufforstungsflächen (Konversion).
- Konversion von Forstflächen („Entwaldung“) und Flächen mit natürlicher Vegetation hin zu Weideland oder Ackerland. Diese Änderung geht mit einer signifikanten Abnahme des gespeicherten Kohlenstoffs in Boden und Vegetation einher.
- Die Aufgabe von Ackerfläche, Forstplantagen und Grünland und die Etablierung einer natürlichen Vegetation auf diesen Flächen führt zu einer zusätzlichen Speicherung von Kohlenstoff in pflanzlicher Biomasse und Böden.
- Die Änderung der ackerbaulichen Bewirtschaftungsweise (Modifikation) kann zu einer Freisetzung oder zusätzlichen Speicherung von Kohlenstoff in Böden führen. Demgegenüber führt die Konversion von Ackerfläche zu Grünland in der Regel zu einer Vergrößerung des Bodenspeichers.

Betrachtet man vor diesem Hintergrund die Untersuchungsregion dieser Arbeit, das Bundesland Hessen (siehe Kapitel 3), so zeigt sich, dass neben Prozessen des „Flächenverbrauchs“ von Siedlung und Gewerbe besonders Prozesse der Stilllegung von Ackerflächen (Konversion) sowie des forstlichen Managements (Modifikation) und der Anlage von Aufforstungsflächen (Konversion) von Bedeutung sind. Für eine zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff kommen damit Böden und die Biomasse von Wäldern in Frage. Die beiden folgenden Abschnitte beleuchten entsprechend die Rollen der Sektoren Landwirtschaft und Forstwirtschaft bei der biologischen Speicherung.

2.1.4 Die Rolle der Landwirtschaft für die Speicherung von Kohlenstoff in Böden

In diesem Abschnitt wird der Einfluss der Landwirtschaft auf die Speicherung von Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz besprochen. Den Anfang bildet eine Übersicht über die relevanten Speicherterme und Flüsse. Anschließend erfolgt eine Betrachtung des Einflusses der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Dynamik diese Speicher und Flüsse. Weiterhin werden hier die für Europa relevanten Änderungen in der landwirtschaftlichen Nutzung umrissen. Abschließend erfolgt eine kurze Betrachtung der Rolle von Böden als Kohlenstoffsinken im Kyoto-Protokoll.

Speicher und Flüsse

Die Speicherung von Kohlenstoff im Boden erfolgt als Teil von stabilen organischen Verbindungen (Humusverbindungen), der organischen Bodensubstanz³. Gehalt und Menge an organischer Substanz eines Bodens sind stark von den Umwelteigenschaften des jeweiligen Standorts abhängig und schwanken in weiten Bereichen. SCHEFFER (2001) nennt als wichtigste Faktoren

- Anlieferung organischer Substanz,
- Klima und Relief,
- Bodeneigenschaften und
- Nutzungsform.

Auch ist die Speicherung in verschiedenen Bodenhorizonten unterschiedlich, wobei die höchsten Konzentrationen und Umsatzraten im Oberboden zu finden sind. Tabelle 2.1 gibt eine Übersicht über die Kohlenstoffgehalte am Beispiel eines Pseudogleys unter verschiedenen Nutzungen. Es zeigt sich, dass der Anteil an organischem Kohlenstoff zwischen 1,3% bei Ackerland und über 4% bei Weideland liegt, wodurch die Bedeutung der Landnutzung auf die Größe dieses Speichers nochmals belegt wird.

Tabelle 2.1: C_{org}- und N-Gehalte sowie Anteil der organischen Substanz (bis 1 m Tiefe) eines Pseudogleys aus Löss in Abhängigkeit von der Nutzung (ursprünglich Eichen-Hainbuchenwald; Wichtringhausen bei Hannover), übernommen aus SCHEFFER (2001).

Nutzung	Dauer (Jahre)	Tiefe (cm)	pH (KCl)	C _{org} (%)	N (‰)	Org. Substanz (kg/m ²)
Eiche-Hainbuche	2700	0..15 bis 60	3,5 5,3	2,5 0,5	1,8	17
Fichte	80	0..20 bis 60	3,3 4,8	3,8 0,3	2,8	21
Weideland	400	0..25 bis 50	4,1 0,6	4,1 0,6	4,1	30
Ackerland	1000	0..28 bis 45	7,4 7,3	1,2 0,8	1,3	15

³ Organische Bodensubstanz (OBS, engl. Soil Organic Matter, SOM).
In OBS gespeicherter Kohlenstoff (C_{org}, engl. Soil Organic Carbon, SOC)

Eine Eingabe von Kohlenstoff in das System Boden erfolgt durch die Anlieferung von organischer Substanz in Form von Vegetationsrückständen (Ernteresiduen, Streu bei Wäldern und Wurzelrückstände). Im Boden finden mikrobielle Oxidationsprozesse statt, über die der eingebrachte Kohlenstoff abgebaut wird. Vollständig mineralisierter Kohlenstoff wird als Kohlendioxid (CO₂) durch die Bodenatmung (Respiration) in die Atmosphäre freigesetzt (SCHLESINGER UND ANDREWS, 2000). Steuergrößen für die Geschwindigkeit dieses Mineralisationsprozesses sind zum einen Bodencharakteristika wie Bodenfeuchte, Temperatur, Durchlüftung und pH Wert, welche die Lebensbedingungen für die Mikroorganismen bestimmen (PAUSTIAN ET AL., 2000). Zum anderen wird der Prozess durch die chemische und strukturelle Zusammensetzung der Pflanzenreste und der damit verbundenen mikrobiellen Verwertbarkeit bestimmt. Nicht-mineralisierte organische Komponenten werden langfristig in der organischen Bodensubstanz festgelegt (Humusbildung). Durch Stabilisierungsprozesse sind sie weitestgehend gegen einen weiteren mikrobiellen Abbau geschützt. POST UND KWON (2000) unterteilen den organischen Kohlenstoff vereinfachend in zwei Fraktionen, durch unterschiedliche Umsatzraten charakterisierte Fraktionen sind. Unter relativ gleichbleibenden Umwelt- und Vegetationsbedingungen stellt sich langfristig ein Gleichgewichtszustand zwischen Zufuhr an organischem Material und dessen Abbau und damit ein charakteristischer Humusgehalt des Bodens ein (SCHEFFER, 2001).

Einfluss der Landwirtschaft auf die Dynamik von Speichern und Flüssen im Boden

Um die Rolle des Bodens als Kohlenstoffspeicher im Kontext der landwirtschaftlichen Nutzung verstehen zu können, ist in Abbildung 2.2 der zeitliche Verlauf des organischen Kohlenstoffgehalts (SOC) in Abhängigkeit einer Änderung der Landnutzung von natürlicher Vegetation zu Landwirtschaft und weiter zu optimierten Managementstrategien dargestellt.

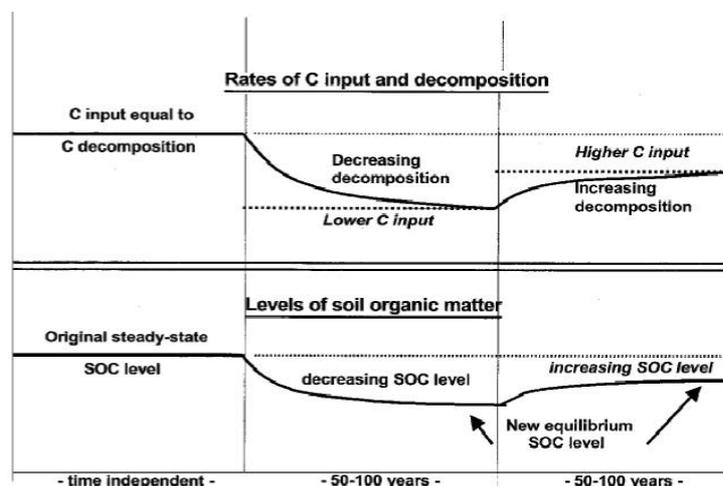


Abbildung 2.2: Verlauf des organischen Kohlenstoffgehalts (SOC) in Böden unter verschiedenen Voraussetzungen für den Kohlenstoffeintrag aus Pflanzenresten und für die mikrobielle Umsatzrate im Boden (nach SAUERBECK, 2001). Nähere Erläuterungen finden sich im Text.

Zunächst, z. B. nach dem Abholzen eines natürlichen Waldbestandes und der Anlage von Ackerland, geht der SOC über einen Zeitraum von 50 bis 100 Jahren auf 50 – 70 % des Ausgangswertes zurück bis sich ein neuer Gleichgewichtszustand einstellt. Grund für dieses niedrigere Niveau liegt in einem geringeren Aufkommen von Pflanzenabfällen unter Ackernutzung, da die Biomasse wäh-

rend der Ernte zu einem Großteil entfernt wird, einhergehend mit einer Erhöhung der mikrobiellen Umsatzraten. Diese Erhöhung wird zum einen bedingt durch die Zusammensetzung der auf dem Acker verbleibenden Pflanzenabfälle, die für mikrobielle Abbauprozesse leichter verfügbar sind (POST UND KWON, 2001). Zum anderen führt die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung zu verbesserten Umweltbedingungen für Mikroorganismen (Belüftung, Wassergehalt, pH-Wert) und zu einer Zerstörung von stabilen organo-mineralischen Komplexen der Humusstoffe (SCHLESINGER UND ANDREWS, 2000; LAL, 2002).

Eine zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden setzt eine Umkehrung dieser Prozesse voraus: Entweder muss der Eintrag an toter Pflanzenbiomasse erhöht oder die Dekompositionsrate verringert werden (POST UND KWON, 2000). Dies kann prinzipiell durch zwei Strategien erfolgen: Durch eine Änderung der bestehenden landwirtschaftlichen Nutzung (Modifikation) oder durch die Aufgabe der Bewirtschaftung und die Etablierung einer Vegetationsform, die einen höheren Humusgehalt des Bodens nach sich zieht (LAL, 2002) - entsprechend einer Konversion der Landbedeckung und Änderung der Landnutzung. SAUERBECK (2001) geht davon aus, dass bis zu zwei Drittel des ursprünglichen Kohlenstoffgehalts wieder erreicht werden können (Zeitspanne wiederum 50 – 100 Jahre, siehe Abbildung 2.2).

Managementmaßnahmen, die eine erhöhte Kohlenstofffestlegung fördern, umfassen nach einer Aufstellung in LAL (2002) sowie in PAUSTIAN UND COLE (1998):

- Reduzierung des Pflugeinsatzes (Konservierende Bodenbearbeitung, siehe KÖLLER, 1985),
- Bedeckung der Bodenoberfläche durch Mulchen,
- Anbau von Zwischenfrüchten während des Winters,
- Etablierung geeigneter Fruchtfolgen,
- Verbesserung der Bewässerungssysteme,
- Management der Ernteresiduen (Verzicht auf Abbrennen) zur Erhöhung des C-Eintrags.

KURCHARIK ET AL. (2001) zeigen in einer Modellstudie den unterschiedlichen Verlauf der Kohlenstoffspeicherung für verschiedene Arten der Bewirtschaftung (u. a. Verzicht auf Pflugeinsatz und Verzicht auf Düngung) beim Anbau von Mais. Demgegenüber geben NIEDER UND RICHTER (1999) ein Beispiel für eine Fallstudie im südlichen Niedersachsen. Sie verweisen auf eine zusätzliche Kohlenstoffspeicherung durch die Vertiefung des Pflughorizonts von 25 auf 35 cm in Verbindung mit einer Stickstoffdüngung, die den Pflanzenentzug übersteigt.

Die Stilllegung landwirtschaftlicher Fläche spielt besonders in Mitteleuropa und Nordamerika eine wichtige Rolle (MOSIER, 1998). So wurde zwischen den 70er und 90er Jahren in Hessen rund 12 % der Landwirtschaftsfläche entweder durch direkte staatliche Förderprogramme oder durch indirekte Auswirkungen der Landwirtschaftspolitik aus der Nutzung genommen (siehe Kapitel 3). Sowohl eine Nutzung als intensiv genutztes Grünland oder Weideland (CONANT ET AL., 2001) als auch die Etablierung von natürlicher Vegetation (JENKINSON, 1970) führt in unterschiedlichem Maße zu einer zusätzlichen Speicherung von Kohlenstoff. Hier wird das Problem von beiden Seiten angegangen: Keine Störung der Aggregatstabilität durch Pflugeinsatz bei gleichzeitig höherem Kohlenstoffeintrag durch ganzjährige Vegetation mit relativ geringer Ernteentnahme. Bestimmend für den Aufbau des Kohlenstoffspeichers sind die schon angesprochenen Umweltparameter zusammen mit den Charakteristika des Grünlandmanagements oder der natürlichen Pflanzenbedeckung (z.B.

Strauchvegetation oder Wald). Es ist zu beachten, dass bei einer Nutzung als Schwarzbrache, bei der ein Eintrag von Kohlenstoff durch Vegetation oder Ernteresiduen ausbleibt, das Feld aber weiterhin gepflügt wird, der im Boden gespeicherte Kohlenstoffgehalt weiter abnimmt (MIKHAILOVA, 2000).

In einer Simulationsstudie für Europa schätzen VLEESHOUVERS UND VERHAGEN (2002) eine zusätzliche Speicherung durch die Konversion von Ackerfläche in Grünland von durchschnittlich 1,44 t Kohlenstoff pro ha und Jahr in der ersten Verpflichtungsperiode (2008 – 2012). Potenziale durch Veränderungen der Bewirtschaftung werden u. a. in der Erhöhung der Kohlenstoffeinträge durch Belassen eines größeren Anteils der Ernteresiduen auf den Feldern (0,15t C/ha a) und in einem reduzierten Pflugeinsatz (0,25t C/ha a) gesehen.

Die Rolle von Böden als Kohlenstoffsinken

Im Hinblick auf die Rolle, die Böden als Kohlenstoffsinken im Rahmen des Kyoto-Protokolls spielen ist festzustellen, dass ihre Fähigkeit zur Speicherung begrenzt ist. Nach Aufgabe der Nutzung als Ackerfläche und einer Konversion hin zu Grünland/Weideland oder zu natürlicher Vegetation findet nur solange eine zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff statt, bis sich ein neuer Gleichgewichtszustand einstellt (MOSIER, 1998; SAUERBECK, 2001). Weiterhin ist zu beachten, dass der Prozess reversibel ist. Nur langfristig angelegte Programme zur Flächenstilllegung können demzufolge die nachhaltige Speicherung von Kohlenstoff in Böden sichern (PAUSTIAN UND COLE, 1998).

2.1.5 Die Rolle von Aufforstung und Forstmanagement bei der Speicherung von Kohlenstoff

In diesem Abschnitt wird der Einfluss der Forstwirtschaft auf die Speicherung von Kohlenstoff thematisiert. Zunächst wird der für Hessen gültige rechtliche Rahmen umrissen. Danach werden die Speicher und Flüsse von Kohlenstoff in Wäldern vorgestellt. Den dritten Teil bilden Betrachtungen über die zeitliche Dynamik der Bestandsentwicklung. Abschließend erfolgt eine kurze Diskussion über die Möglichkeiten der Bilanzierung der Kohlenstoffsinke Wald.

Rechtlicher Rahmen

Zu Beginn soll der Begriff „Wald“ definiert werden. WATSON ET AL. (2000) unterscheiden hierzu drei unterschiedliche Ansätze. Dies sind administrative und normative Gesichtspunkte, Aspekte der Landnutzung sowie Charakter der Landbedeckung. Den normativen Aspekt in der Bundesrepublik Deutschland deckt das Bundesgesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft“ vom 2. Mai 1975 ab (BGBL, 1975), welches auch die beiden anderen Aspekte einschließt. Hierzu heißt es in Paragraph 1.1 zum Gesetzeszweck:

„...den Wald wegen seines wirtschaftlichen Nutzens (Nutzfunktion) und wegen seiner Bedeutung für die Umwelt, insbesondere für die dauernde Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, das Klima, den Wasserhaushalt, die Reinhaltung der Luft, die Bodenfruchtbarkeit, das Landschaftsbild, die Agrar- und Infrastruktur und die Erholung der Bevölkerung (Schutz- und Erholungsfunktion) zu erhalten, erforderlichenfalls zu mehren und seine ordnungsgemäße Bewirtschaftung nachhaltig zu sichern...“

Paragraph 2.1 definiert den Charakter der Landbedeckung:

„Wald im Sinne dieses Gesetzes ist jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche. Als Wald gelten auch kahlgeschlagene oder verlichtete Grundflächen, Waldwege, Waldeinteilungs- und Sicherungstreifen, Waldblößen und Lichtungen, Waldwiesen, Wildäusungsplätze, Holzlagerplätze sowie weitere mit dem Wald verbundene und ihm dienende Flächen.“

Unter Aufforstung soll im Rahmen dieser Arbeit die Landnutzungsänderung nach Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls, von Acker oder Grünland/Weideland, hin zu einer Waldfläche verstanden werden. Forstmanagement bezeichnet hingegen die Art der Bewirtschaftung des Waldes und umfasst u.a. die Länge der Umtriebszeit und die in der Nutzung entnommene Holzmenge.

Kohlenstoffflüsse und -speicher

Aufforstung bedeutet die Schaffung eines zusätzlichen Kohlenstoffspeichers sowohl über die oberirdische Biomasse als auch im Boden. Während beispielsweise auf einem intensiv bewirtschafteten Getreidefeld um die 6 t C/ha (KÖRSCHENS ET AL., 1998) mit der Ernte entnommen werden, speichert ein Waldbestand der gemäßigten Klimazone zwischen 110 und 140 t C/ha (Angaben aus PAULSEN, 1995) in seiner oberirdischen Biomasse über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten bis mehreren Jahrhunderten. Während des Wachstumsprozesses wird über die Photosynthese Kohlendioxid aus der Atmosphäre entnommen und in zusätzlicher Biomasse festgelegt. Es findet also ein Fluss zwischen Atmosphäre und Biosphäre statt. Dieser Prozess ist abhängig von den klimatischen Voraussetzungen, den Standorteigenschaften (Boden, Topographie), den genetischen Voraussetzungen der ansässigen Baumarten sowie den menschlichen Aktivitäten der Waldbewirtschaftung.

Weiterhin übersteigt der Kohlenstoffeintrag über den Bestandsabfall in den Bodenspeicher den Eintrag über Ernteresiduen auf einer Ackerfläche bei weitem, so dass unter Wald verhältnismäßig mehr Kohlenstoff gespeichert wird (siehe auch Tabelle 2.1). Im Gegensatz zu Ackerböden sind Waldböden meist durch einen zusätzlichen Streuhorizont über dem Mineralboden gekennzeichnet, der aus Blättern bzw. Nadeln, Knospenschuppen, Blüten, Rinde und kleinen Zweigen besteht. RÖHRIG UND BARTSCH (1992) geben für die Streu in Laubwäldern der gemäßigten Zone 3300 – 5500 kg/ha und für Nadelwälder 3500 kg/ha bis über 10.000 kg/ha gespeicherter Biomasse an. Die Umsatzraten hängen stark von der chemischen Zusammensetzung der Streu und damit ihrer Zugänglichkeit für die mikrobiellen Abbauprozesse ab. Ein hoher Ligningehalt oder weite C/N Verhältnisse behindern diese Abbauprozesse (SCHEFFER, 2001). Beispiele für die Verweildauer der organischen Substanz in der Streuschicht finden sich in RÖHRIG UND BARTSCH (1992). In Buchenwäldern kann sie bis zu 8 Jahre, in Nadelwäldern bis zu 17 Jahre betragen. Auch die Humusbildung im Mineralboden ist stark von der Zusammensetzung der Streu abhängig. So herrschen in Nadelwaldbeständen, deren Böden aufgrund der ungünstigen Streueigenschaften eher niedermolekulare, saure Rohhumusformen vor, während eine besser verwertbare Streu zu hochmolekularen Mull oder Moder Humusformen führt (KUNTZE ET AL., 1981). Im Gegensatz zur Streu bezeichnet Totholz den „groben“ Bestandsabfall wie Äste und abgestorbene Baumstämme. Der jährliche Totholzfall in einem Laubwald der gemäßigten Zone wird in RÖHRIG UND BARTSCH (1992) auf etwa 1300 kg/ha (Biomasse) im Jahr geschätzt.

Zeitliche Dynamik der Bestandsentwicklung

Zwei Faktoren die neben den vorhandenen Baumarten das Wachstum von Wäldern wesentlich beeinflussen, sind das Bestandsalter und die Art der Bewirtschaftung eines Bestands. In jungen Jahren ist das Wachstum sehr hoch (Jungphase), erreicht in Abhängigkeit von Klima und Bewirtschaftung nach 20 – 50 Jahren ein Maximum (Optimalphase) und wird danach wieder geringer (Altersphase). Mit zunehmendem Alter setzt eine zunehmende Lückenverjüngung des Bestands ein (RÖHRIG UND BARTSCH, 1992). Die Zuwachsraten sind stark abhängig von Baumart und Umweltbedingungen (s. o.). Unter den Bedingungen in Hessen liegen die mittleren Zuwächse der vorkommenden Baumarten bei $7 \text{ VFM}^4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (HMULF, 1999). Die Vorräte hingegen erreichen in einem nicht-bewirtschafteten Wald erst nach ca. 200 Jahren einen Gleichgewichtszustand (Maximum). Der Kohlenstoffvorrat benötigt eine noch längere Zeit, um diesen zu erreichen (WBGU, 1998). Abbildung 2.3 zeigt schematisch die Entwicklung der Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse und im Boden (Bodenhumus) bei verschiedenen Bewirtschaftungsformen.

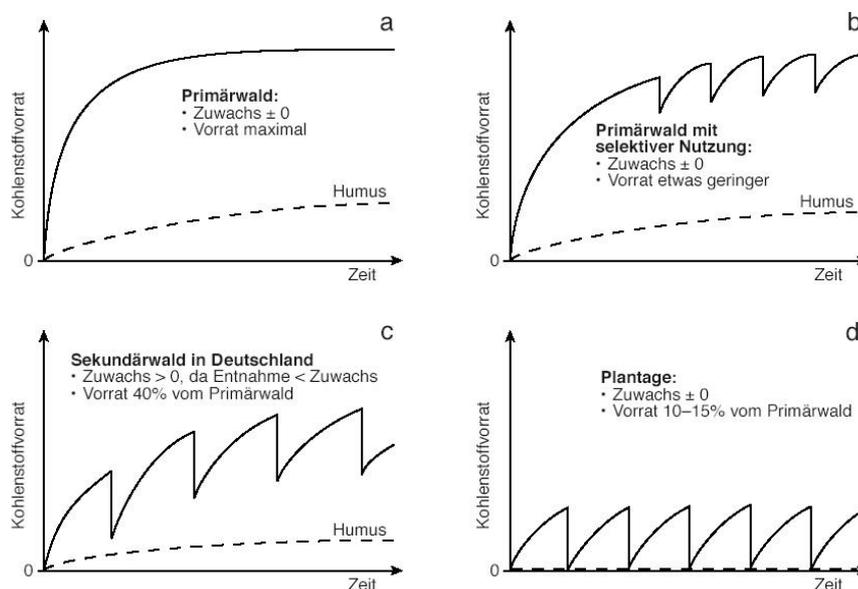


Abbildung 2.3: Schematische Darstellung der Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse und im Humus von Primärwäldern, Sekundärwäldern und Plantagen. Zu beachten ist, dass die Zeitskalen unterschiedlich sind und die Kurven keine realen Wachstumskurven darstellen (WBGU, 1998).

Der Kohlenstoffspeicher in nicht-bewirtschafteten oder nur selektiv genutzten Primärwäldern (Bild a und Bild b) ist um ungefähr den Faktor 2 höher als in Wäldern, deren Bestand durch periodische Holzentnahme ausgedünnt wird (Bild c). Am geringsten ist der Vorrat in Plantagenwäldern, die zyklisch vollständig abgeholzt werden (Bild d). Simulationsstudien über den Einfluss von Änderungen des Forstmanagements auf die Bestandsentwicklung und die Speicherung von Kohlenstoff finden sich beispielsweise in KARJALAINEN (1995), CHEN ET AL. (2000a) und PENG ET AL. (2002). So können letzt genannte zeigen, dass eine Verlängerung der Umtriebszeit zu einer zusätzlichen Speicherung von Kohlenstoff in der pflanzlichen Biomasse führt.

⁴ Ein Vorratsfestmeter (VFM) entspricht dabei dem Volumen von 1 m^3

System Landnutzung, ihre Änderung und die damit verbundenen Auswirkungen auf den Kohlenstoffkreislauf von Ökosystemen quantitativ und räumlich explizit abgebildet. Damit ist es möglich, zusätzliche Daten über die Vergangenheit und Gegenwart zu generieren (z.B. Kohlenstoffspeicherung in Böden), die durch Experimente in dieser Form nicht zugänglich sind (COUCLELIS, 2000). Zum anderen werden Modelle genutzt, um Entwicklungspfade für die Zukunft zu untersuchen (BOSSSEL, 1992). Abbildung 2.4 zeigt diese Zusammenhänge auf. Dabei werden Datenbestände über die Vergangenheit und Gegenwart (Datenbasen) dazu verwendet, Modelle zu parametrisieren aber auch, um sie zu testen und zu validieren.

Eine Methode, zukünftige Entwicklungspfade zu beschreiben, stellen Szenarien dar. IPCC (2000) definiert den Begriff als „alternative Vorstellungen davon wie sich die Zukunft entwickeln könnte“. ALCAMO (2001) sieht in einer etwas weitergehenden Definition ihren Zweck darin, zukünftige Umweltprobleme zu bewerten und Politikmaßnahmen zur Lösung dieser Probleme zu untersuchen. Szenarien sind demnach keine Prognosen, da sie keine Wahrscheinlichkeiten über ihr Eintreffen enthalten. Nach BOSSSEL (1992) geht es vielmehr darum, „die möglichen Entwicklungspfade des betrachteten Systems mit ihren Verzweigungen, Ausprägungen und Folgen zu erfassen, die vorhandenen Eingriffsmöglichkeiten zu identifizieren und deren Folgen wiederum im Rahmen eines bestimmten Entwicklungspfades abzustecken“.

Ein Szenario besteht aus fünf Komponenten (ALCAMO, 2001). Hauptelement ist die Beschreibung der Änderung einer oder verschiedener Zustandsgrößen eines Systems. Zweites Element sind die treibenden Kräfte als Faktoren, welche die Änderung beeinflussen. Als Beispiele für die Emission von Treibhausgasen sind hier Bevölkerungswachstum und ökonomischer Wandel zu nennen. Drittes Element ist das Basisjahr oder Bezugsjahr, das den Beginn des Szenarios darstellt. Zeithorizont und Zeitschritte als vierter Punkt beschreiben den Endpunkt des Szenarios sowie die Anzahl der Zwischenschritte zwischen Start- und Endpunkt, für die zeitlich aufgelöste Aussagen gemacht werden. Letztes Element ist die „Storyline“, welche die Entwicklungen und die Annahmen über die Zusammenhänge zwischen den treibenden Kräften und den von ihnen beeinflussten Entwicklungen narrativ beschreibt.

Bezugsjahr des Referenzszenarios, das in dieser Arbeit als Fallstudie dient (Kapitel 7), ist das Jahr 1990. Der Zeithorizont ist durch das Jahr 2020 definiert. Das Modellsystem HILLS wird zur Betrachtung von zwei Zustandsgrößen des Systems verwendet:

- Landnutzung und Landnutzungsänderung zwischen 1990 und 2020,
- Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse von Wäldern und in organischer Bodensubstanz.

Treibende Kräfte werden als exogene Größen vorgegeben (siehe Kapitel 4) und umfassen Trendvorgaben für die Flächen verschiedener Landnutzungsklassen sowie über die land- und forstwirtschaftliche Nutzung (Kapitel 5). Die „Storyline“ des Referenzszenarios beschreibt u.a. eine Fortführung der Landwirtschaftspolitik durch Umsetzung der AGENDA 2000 (HENRICHSMAYER, 1999).

2.2.2 Skalen und Hierarchien

Für die Entwicklung und Anwendung von Modellen in den Umweltwissenschaften sind Fragen der Skalenebene, auf denen sie formuliert sind, von großer Bedeutung. Die Skala wird in GIBSON (2000) definiert als eine räumliche, zeitliche, quantitative oder analytische Dimension, die ein Wissenschaftler nutzt, um Objekte und Prozesse zu messen und zu untersuchen. Demgegenüber

markieren Skalenebenen Bereiche entlang einer Skala. Auf einer geografisch räumlichen Skala etwa bezeichnen Mikro-, Meso- und Makroebene Bereiche (räumliche Ausschnitte), die zur Beschreibung klein-, mittel- und großräumiger Phänomene genutzt werden.

Auf den unterschiedlichen Skalenebenen ändern sich die dominanten Prozesse, die zur Erklärung eines Phänomens betrachtet werden müssen (SCHULZE, 2000). Entsprechend müssen für ein Modell sowohl eine geeignete Skala als auch die relevanten Prozesse, die es abbilden soll, identifiziert werden. Die räumlichen und zeitlichen Skalenebenen und Prozesse zur Modellierung von Waldwachstum oder Kohlenstoffspeicherung in Böden sind u. U. andere, als zur Modellierung von Landnutzungsänderungen (VELDKAMP UND LAMBIN, 2001).

Landnutzungsänderung kann beispielsweise durch die Betrachtung des Verhaltensmusters einzelner Personen als Landnutzer aber auch wesentlich abstrakter für eine gesamte Region modelliert werden (siehe hierzu Abschnitt 2.2.3). Zwischen Skalenebenen und unterschiedlichen Prozessen können Verbindungen bestehen. VELDKAMP UND LAMBIN (2001) nennen hier als Beispiel Rückkopplungsmechanismen von biophysikalischen Prozessen (z. B. Änderung der Bodenfruchtbarkeit) auf Landnutzungsentscheidungen.

Um solche komplexen Wechselwirkungen auf unterschiedlichen Skalenebenen modellieren zu können, bietet die Systemtheorie das Konzept der Hierarchien (MESAROVICH ET AL., 1969). Im Gegensatz zu einer Skala, die eine messbare, absolute Größen darstellt, wird das zu modellierende Problemgebiet als System betrachtet, dessen Grenzen frei definierbar sind. Nach KLAUS (1969) liegt eine Systemhierarchie dann vor, wenn zwei oder mehrere Systeme zu einem System höherer Ordnung zusammengekoppelt sind und diese Systeme höherer Ordnung ihrerseits wieder durch entsprechende Kopplung zu noch höherer Ordnung vereinigt werden. Hierarchien ermöglichen damit eine einheitliche Strukturierung natürlicher, technischer, ökonomischer, sozialer und politischer Systeme (LESER, 1997). Betrachtet man die Untersuchungsregion als ein Landschaftsökosystem (LESER, 1997), lassen sich unterschiedliche Teilsysteme, die funktionale Verbindungen besitzen und sich hierarchisch ordnen lassen, identifizieren. Prozesse oder Teilsysteme sind geeigneten räumlichen und zeitlichen Skalenebenen zugeordnet (DUMANSKI, 1998). Landnutzung sowie die Prozesse der Kohlenstoffspeicherung sind damit Teilsysteme des Landschaftsökosystems. Ebenso wie bei Modellen ist auch die Übertragung von Parametern und Daten zwischen den Hierarchieebenen oftmals nicht möglich (ADDISCOTT, 1998). So führt eine Aggregierung von Modellergebnissen auf höheren Hierarchieebenen (*Upscaling*) nicht notwendigerweise zum gleichen Ergebnis wie ein Modell, das für diese Ebene formuliert ist und damit mehr als die Summe der Einzelergebnisse darstellt. Andersherum müssen geeignete Ansätze gefunden werden, um Ergebnisse von einer höher angeordneten Hierarchieebene auf eine niedrigere Ebene zu transferieren (*Downscaling*). Vor diesem Hintergrund leiten GIBSON ET AL. (2000) als eine zentrale Idee der Hierarchie-Theorie ab, dass die Betrachtung eines komplexen Phänomens oder Prozesses auf einer Ebene sowohl die darunter als auch die darüber liegende Ebene als Randbedingungen der Prozess- oder Phänomenbeschreibung beinhalten muss. Für eine weitergehende ausführliche Diskussion dieser Effekte sei auf SCHULZE (2000) verwiesen. In Kapitel 4 wird mit LUCHesse ein Landnutzungsmodell vorgestellt, das eine zweistufige Hierarchie nutzt.

2.2.3 Stand der Forschung in der Landnutzungsmodellierung

Die Modellierung von Landnutzungsänderungen umfasst nach LAMBIN ET AL. (2000) wenigstens eine von drei grundsätzlichen Fragestellungen, wobei verschiedene Modellansätze für die Beantwortung geeignet sind und verwendet werden:

- Welche Umwelt- und sozioökonomischen Variablen sind für die Erklärung der Änderung von Landnutzung verantwortlich?
- An welchen Orten findet die Änderung der Landnutzung statt?
- In welchem Umfang findet eine Änderung der Landnutzung statt?

Die erste Frage zielt direkt auf die Identifizierung der unterliegenden Gründe einer Veränderung (siehe Kapitel 2.1.3) ab. Die Frage nach dem Ort kann durch Aufzeigen des Zusammenhangs direkter lokaler Ursachen wie vorhandener Infrastruktur oder Besiedlungsdichte (WU, 1998) mit den beobachteten Veränderungen (VELDKAMP UND LAMBIN, 2001) oder im Rahmen der ökonomischen Standorttheorie beantwortet werden (IRWIN UND GEOGHEAN, 2001). Der Umfang von Veränderungen bzw. die Rate mit der diese geschehen, wird durch den *Bedarf* nach Dienstleistungen aus Landbedeckung und Landnutzung bestimmt (STEPHENNE UND LAMBIN, 2001). Als Beispiele sind Ackerland zur Nahrungsmittelproduktion (ALCAMO ET AL., 1994) sowie Siedlungs- und Gewerbefläche (WANG UND ZHANG, 2001) zu nennen. Wichtige unterliegende Gründe sind, wie schon angedeutet, u.a. Bevölkerungswachstum und Einkommensentwicklung. Eine Modellierung erfolgt häufig mit ökonomischen Ansätzen (DE KOCK ET AL., 2001). Es zeigt sich, dass die unterliegenden Gründe vielfach auch außerhalb des Untersuchungsgebiets zu suchen sind und Politikvorgaben ebenso wie makroökonomische Veränderungen umfassen können (HENRICHSMEYER, 1999).

Unter diesen Aspekten werden in der Landnutzungsmodellierung unterschiedlichste Problemstellungen angesprochen. Beispiele sind die Entwicklung von Siedlungen (WU, 1998; WU 1999), Küstenmanagement (DE KOCK ET AL., 2001), Abholzung (KAIMOWITZ UND ANGELSEN, 1999; SCHNEIDER UND PONTIUS, 2001), Biodiversität und Landschaftsfunktionen (WEBER UND FOHRER, 2001) sowie Auswirkungen von Politik und Strukturmaßnahmen auf die landwirtschaftliche Nutzung in ruralen Gebieten (MÖLLER ET AL., 1999a). Im Bereich der Treibhausgasemissionen beschäftigen sich VERBURG UND VAN DER GOON (2001) mit der Entstehung von Methanemissionen durch Nutztierhaltung in China.

Entsprechend der Vielzahl möglicher Anwendungen und Fragestellungen gibt es eine Reihe verschiedener Modelle, die unterschiedliche Modellierungsansätze verfolgen. Übersichten über Modelle und die darunter liegenden Konzepte finden sich u. a. in VERBURG ET AL. (2003), LAMBIN UND GEIST (2001), KAIMOWITZ UND ANGELSEN (1999) sowie FRITSCH (2002).

Eine grundlegende Unterscheidung kann zunächst zwischen räumlichen und nicht-räumlichen Landnutzungsmodellen (FRITSCH, 2002) gemacht werden. Demnach zeichnet sich ein räumliches Modell dadurch aus, dass es die geografische Abhängigkeit der Ausprägung von Variablen sowie der Eingangs- und Ausgangsdaten berücksichtigt, die z. B. durch Fernerkundungsdaten oder thematischen Karten bereitgestellt werden (KLINE ET AL., 2001). Im Folgenden werden fünf verschiedene Modellklassen vorgestellt, die den aktuellen Stand der Forschung in der Landnutzungsmodellierung dokumentieren. Die Klassifizierung ist aus den oben genannten Artikeln abgeleitet:

- Empirisch-statistische Modelle,
- Optimierungsmodelle,
- Dynamische Simulationsmodelle,
- Zellularautomaten und Agentenbasierte Modelle,
- Hybride Modelle.

Empirisch-statistische Modelle und Stochastische Modelle

Empirisch-statistische Modelle nutzen Methoden der Statistik, um die in der Vergangenheit beobachteten Änderungen der Landnutzung bzw. Landbedeckung mit verschiedenen treibenden Kräften (entsprechend den *proximate causes*) zu beschreiben. SCHNEIDER UND PONTIUS (2001) nutzen ebenso wie VELDKAMP UND FRESCO (1996) Regressionsanalysen, um ein bestehendes Landnutzungsmuster zu erklären. Betrachtet werden dabei sowohl biophysikalische Variablen (Boden, Klima etc.), als auch sozioökonomische Variablen wie Bevölkerung und Zugang zu Infrastruktur und Märkten (SERNEELS ET AL., 2001). Probleme ergeben sich bei der geeigneten Auswahl von Variablen und bei der Behandlung ihrer statistischen Unabhängigkeit, um Autokorrelationseffekte zu vermeiden (OVERMARS ET AL., 2003). Eine einfache Übertragung auf andere Gebiete ist nur möglich, wenn dort ähnliche statistische Erklärungsmuster vorliegen. Weiterhin können diese Modelle nur für kurzfristige Analysen (10 bis 20 Jahre) verwendet werden, da sie lediglich die im aktuellen System vorhandene Zusammenhänge extrapolieren. Systemänderungen wie neue landwirtschaftliche Anbauverfahren können mit statistischen Methoden beispielsweise nicht modelliert werden (LAMBIN ET AL., 2000).

Stochastische Modelle basieren auf der Bestimmung von Übergangswahrscheinlichkeiten zwischen verschiedenen Zuständen. Ein theoretisches Rahmenwerk bilden Markovketten (GILLMAN UND HAILS, 1997). Die Zustandsmenge ist dabei definiert durch die möglichen Landbedeckungsklassen; der Systemzustand ist vorgegeben durch den Anteil dieser Klassen an der aktuellen Landbedeckung und ihrer räumlichen Verteilung. Übergangswahrscheinlichkeiten werden durch eine statistische Analyse der Landbedeckungsänderungen (Zustandsübergänge) in der Vergangenheit abgeleitet. Als Datenbasis finden hier Zeitreihen von Satellitendaten (WENIG, 2001) oder Luftaufnahmen Verwendung. LOPEZ ET AL. (2001) stellen ein kombiniertes Modell vor, das statistische Regressionsverfahren für die Entwicklung von Siedlungsflächen und Markovketten zur Beschreibung der Änderung von Vegetation und Landbewirtschaftung nutzt.

Optimierungsmodelle

Optimierungsmodelle entstammen den Wirtschaftswissenschaften und können sowohl mikro- als auch makroökonomische Ansätze enthalten (ANGELSEN UND KAIMOWITZ, 1999).

Mikroökonomische Modelle versuchen die Nutzung von Ressourcen aus Sicht eines „Individuums“ (Landnutzer) zu erklären. Betrachtet werden ökonomische Variablen wie Preise, Präferenzen, Zugang zu Infrastruktur und verfügbare Technologien. Eine Optimierung erfolgt bezüglich einer Zielfunktion und unter Berücksichtigung von Randbedingungen, beispielsweise politische und planerische Vorgaben oder naturräumliche Nutzpoteziale (HILFERINK UND RIETVELD, 1999), z. B. mit Techniken der „Linearen Programmierung“ (ZIMMERMANN UND STACHE, 2001). Modelle, die eine vollständige Integration des Individuums in einen perfekten Markt voraussetzen, nutzen als Zielfunk-

tion die Profitmaximierung. Werden die Entscheidungen zum Teil von subjektiven Zielen des Landnutzers beeinflusst (kulturelle Werte, persönliche Einstellung), kann eine Integration in den Optimierungsalgorithmus über Schattenpreise erfolgen.

Optimierungsmodelle können räumlich oder nicht-räumlich sein. Beispiele für räumliche Modelle sind das Modell *Proland* (MÖLLER ET AL., 1999a) für die landwirtschaftliche Nutzung innerhalb des Lahn-Dill-Kreises in Hessen, sowie *Land Use Scanner* (HILFERINK UND RIETVELD, 1999), das auf einem 500 m Raster für die Niederlande formuliert ist. Beide decken eine Reihe verschiedener Landnutzungsklassen ab. Im Kontrast dazu arbeitet das **Regionale Agrar- und Umweltinformationssystem RAUMIS** (HENRICHSMEYER ET AL., 1996) auf Ebene von Landkreisen (nicht räumlich) und simuliert die Entwicklung des Landwirtschaftssektors mit dem Konzept des Regionshofs als abstrakter Landnutzer. Simulationsergebnisse dieses Modells werden im Rahmen dieser Arbeit als Eingangsgrößen verwendet. In Kapitel 4 wird deshalb genauer auf die Konzepte von *RAUMIS* eingegangen.

Makroökonomische Modelle arbeiten auf der Ebene eines Staates oder von Weltregionen. Sie sind meist als generelle Gleichgewichtsmodelle formuliert. Im Gegensatz zu den mikroökonomischen Modellen berechnen sie einen Teil der Marktpreise endogen und beschränken sich somit nicht darauf, zu simulieren wie die Veränderung bestimmter Parameter Entscheidungen beeinflusst. Weiterhin betrachten die meisten Modelle mehrere Sektoren (z. B. Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Industrie) und ihre Verbindungen untereinander (KAIMOWITZ UND ANGELSEN, 1999). Ein Beispiel für ein globales Modell, das auf den Landnutzungssektor (Nahrungsmittelproduktion) fokussiert, ist *IMPACT* (ROSEGRANT ET AL., 2001).

Dynamische Simulationsmodelle

Die Anwendung dynamischer Modelle für die Landnutzungsmodellierung basiert auf der Annahme, dass räumliche und zeitliche Muster von Änderungen der Landnutzung durch das Zusammenspiel von biophysikalischen und sozioökonomischen Prozessen erzeugt werden (LAMBIN ET AL., 2000). Der Problembereich wird als dynamisches System (BOSSSEL, 1994) mit gekoppelten Differenzgleichungen oder Differentialgleichungen modelliert. Zur Simulation werden numerische Verfahren verwendet (SCHWARZ, 1997). Dies setzt voraus, dass die Bestandteile des Systems – Prozesse, endogene Zustandsgrößen und exogene Variablen – bekannt sind.

Als Beispiel nutzen STEPHENNE UND LAMBIN (2001) in ihrer Studie über Landnutzungsänderungen in der sudanesischen Sahelzone die Größen Bevölkerungsentwicklung, Viehbesatz, Niederschlag und Getreideimporte als exogene Variablen, die als treibende Kräfte fungieren. Das Modell berechnet einen jährlichen Bedarf an verschiedenen Landnutzungsklassen (endogene Zustandsgrößen) unter der Voraussetzung, dass ein Gleichgewicht zwischen Nachfrage und Produktion von Ressourcen wie Nahrungsmitteln erreicht wird. Ergebnisse sind die jährlichen Flächenanteile dieser Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche der Region. Andere Modelle befassen sich mit Fragen der Abholzung von tropischen Wäldern (PORTELA UND RADEMACHER, 2001) und Landnutzungsentscheidungen im Bereich des Biosphärenreservats La Amistad in Costa Rica und Panama (DUFFY ET AL., 2001). Auch diese Fallstudien sind nicht-räumlich, sondern betrachten Flächenanteile verschiedener Nutzungsklassen. Die Region wird als Einheit, also sehr stark aggregiert betrachtet.

Die Art wie die Systeme modelliert werden, ist sehr fallspezifisch und führt in den genannten Beispielen zu grundsätzlich verschiedenen Systembeschreibungen. Dies macht eine Übertragbarkeit auf andere Regionen schwierig. Ein weiteres Problem sieht LAMBIN ET AL. (2000) bei diesen Model-

len darin, dass eine Parametrisierung nur mit lokalen Beobachtungen und Daten vorgenommen werden kann, diese jedoch nicht ohne weiteres für eine aggregierte Systembeschreibung nutzbar sind.

Zellularautomaten und Agentenbasierte Modelle

Das Konzept der Zellularautomaten (ZA) wird in Kapitel 5 ausführlich in einem Exkurs behandelt, da diese eine wesentliche Basis für die Entwicklung des Landnutzungsmodells *LUC*Hesse in dieser Arbeit darstellen. An dieser Stelle soll deshalb nur eine Übersicht über die Funktionsweise und über Einsatzbereiche in der Landnutzungsmodellierung gegeben werden. Nach WOLFRAM (1984) ist ein Zellularautomat definiert als räumlich und zeitlich diskretes dynamisches System. Der Raum besteht aus einem regulären Raster von gleichförmigen identischen Zellen. Eine Änderung des Systemzustands erfolgt in diskreten Zeitschritten über ein Regelsystem, das aus deterministischen oder mit statistischen Wahrscheinlichkeiten behafteten Regeln besteht. Die Regeln werden auf alle Zellen lokal angewendet und basieren auf dem Zustand der jeweiligen Zellen, sowie den Zuständen der Nachbarzellen (JENERETTE UND WU, 2001). Das Regelsystem wird a priori vorgegeben. Im Gegensatz etwa zu den dynamischen Modellen, welche das Systemverhalten durch ein Gleichungssystem umfassend beschreiben, entsteht das Verhalten des Gesamtsystems hier allein aus Interaktionen der Zellen anhand der vorgegebenen lokalen Regeln und dem Anfangszustand des Automaten (BANDINI ET AL., 2001).

Anwendungsgebiete von Zellularautomaten in der Landnutzungsmodellierung finden sich vor allem bei der Modellierung der räumlichen Entwicklung von urbanen Räumen (LIU UND PHINN, 2001; BATTY, 1997; CLARKE ET AL., 1996) sowie bei der Modellierung des Einflusses der Ausbreitung von Siedlungen auf das Landschaftssystem (MESSINA UND WALSH, 2001; WU, 1998; JENERETTE UND WU, 2001). CANDEAU ET AL. (2000) unterscheiden dabei vier Arten der Siedlungsentwicklung: Spontane Neuentstehung von Siedlungen, Entstehung eines neuen Entwicklungszentrums, Randwachstum an bestehenden Zentren und Infrastruktur-induziertes Wachstum entlang von Straßen. Ein Beispiel für ein Modell außerhalb von Fragestellungen der Urbanisierung stellt RUBIANO (2000) vor, der die Änderung der Landbedeckung in einer tropischen Andenregion durch zunehmende landwirtschaftliche Nutzung untersucht.

Die Formulierung des Regelsystems kann über Entscheidungsheuristiken oder durch Übergangswahrscheinlichkeiten erfolgen. WU (1998) sowie LIU UND PHINN (2001) nutzen Fuzzy-Regelsysteme, während CANDEAU ET AL. (2000) ein heuristisches Regelsystem mit Abhängigkeiten von Nachbarschaftsbeziehungen und Umweltinformationen wie Hangneigung formulieren, das als Ergebnis Übergangswahrscheinlichkeiten erzeugt. Demgegenüber leiten MESSINA UND WALSH (2001) und RUBIANO (2000) Übergangswahrscheinlichkeiten über Zeitreihenanalysen aus Fernerkundungsdaten ab. JENERETTE UND WU (2001) implementieren auf Zellebene Markovketten zur Beschreibung der Übergänge zwischen den möglichen Zuständen. Die Parametrisierung der Markovketten geschieht ebenfalls über Zeitreihenanalysen. Durch ihre räumliche Struktur eignen sich Zellularautomaten zur Beantwortung der Fragestellung nach dem Ort von Veränderungen (BATTY 1997; WU, 1998). Regelsysteme mit Übergangswahrscheinlichkeiten, die auf historischen Trends basieren oder an solchen kalibriert werden (CLARKE ET AL, 1997), führen diese in der Zukunft fort, was eine Berechnung von Szenarien erschwert. Eine weitere Möglichkeit ist, Trends über Änderungen als exogene Größen vorzugeben. Dies führt zum Konzept des Zellularautomaten mit Randbedingungen (WHITE ET AL., 1996), das in Kapitel 4 ausführlich diskutiert wird.

Auch die Dynamik der Agentenbasierten Modelle gründet allein auf der Beschreibung der Verhaltensweisen ihrer Bestandteile, den Agenten. Agenten sind dabei reale oder abstrakte Einheiten, die fähig sind, mit ihrer Umwelt und anderen Agenten zu interagieren. Dies können Menschen, Tiere, Organisationen aber auch „nicht-lebendige“ Objekte sein. Im Gegensatz zu den Zellen eines Zellularautomaten sind Agenten in einem räumlichen System nicht an eine feste Position gebunden, sondern sind prinzipiell beweglich (COUCLELIS, 2000). Weiterhin können Agenten mit unterschiedlichen Handlungsstrategien definiert werden (IZQUIERDO ET AL., 2003), während die Zellen eines ZA einen uniformen Regelsatz besitzen. Einen Überblick über agentenbasierte Landnutzungsmodelle geben PARKER ET AL. (2002). Die meisten dieser Modelle simulieren die Entscheidungsprozesse und Interaktionen der Landnutzer eines Untersuchungsgebiets (VERBURG ET AL., 2002). Räumliche Modelle nutzen Zellularautomaten zur Abbildung der Umwelt (BERGER, 2001; MANSON, 2000). Handlungsstrategien und Entscheidungsprozesse der Agenten können auf vielfältige Weise modelliert werden. Bei BERGER (2001) sind Agenten landwirtschaftliche Haushalte mit unterschiedlichen (ökonomischen) Zielvorstellungen, deren Entscheidungen, mikroökonomischen Theorien folgend, durch eine Optimierung der entsprechenden Zielfunktion modelliert werden können. Hier kommen wieder Algorithmen der Linearen Programmierung zur Anwendung. MANSON (2000) nutzt verschiedene Entscheidungsheuristiken, die er als Regelsysteme implementiert, und genetische Algorithmen. Die Agenten im Modell *FEARLUS* (GOTTS ET AL., 2003) streben demgegenüber einen Grad an „Zufriedenheit“ an. Ihr Verhalten wird als Entscheidungsbaum modelliert.

Die Anwendungsbereiche dieser Modelle reichen von der Theoriebildung, z. B. um ein verbessertes Verständnis von Innovationsprozessen und der Ressourcennutzung zu entwickeln (BERGER, 2001), bis hin zur Analyse der Auswirkungen von politischen Vorgaben auf Verhaltenmuster von Landnutzern. Sie eignen sich damit auch als Werkzeuge zur Untersuchung der Fragestellung nach den Gründen von Landnutzungsänderungen. So untersucht BALMANN (2000) beispielsweise den Einfluss verschiedener agrarpolitischer Maßnahmen auf Landnutzung, Einkommen und Betriebsstruktur von landwirtschaftlichen Betrieben und IZQUIERDO ET AL. (2003) modellieren das Verhalten von Stakeholdern in einem Wassereinzugsgebiet, bezüglich Landnutzung und Wassermanagement unter dem Einfluss der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union.

Hybride Landnutzungsmodelle

Unter diese Kategorie fallen Landnutzungsmodelle, welche die in den vorigen Abschnitten vorgestellten Modellansätze miteinander kombinieren. Als einfaches Beispiel kann die bereits erwähnte Verbindung zwischen Zellularautomaten und stochastischen Modellen (Markovketten) angeführt werden. Im folgenden werden drei komplexere Ansätze vorgestellt.

ENGELN et al. (2002) verknüpfen im Modell *Environmental Explorer* einen stochastischen Zellularautomaten mit einem regionalen Wirtschaftsmodell (*Constrained Cellular Automata*). Der Umfang der Landnutzungsänderung wird durch regional wirksame ökonomische Prozesse gesteuert (Makroebene), während der Ort der Landnutzungsänderung ausgehend von den regionalen Vorgaben räumlich auf einem Raster berechnet wird (Mikroebene). Die Ergebnisse der Mikroebene (Landnutzungsmuster) fließen wiederum in die Berechnungen auf der Makroebene ein, so dass eine Rückkopplung zwischen den jeweiligen Prozessen erreicht wird. Diese Technik bildet auch die Basis für ein Entscheidungsunterstützungssystem im Küstenmanagement für eine Fallstudie in Indonesien, die DE KOCK ET AL. (2001) vorstellen.

Ein weiteres Beispiel ist das IMAGE Modell (ALCAMO ET AL., 1998), das auf der globalen Skala arbeitet und ein Produkt von Forschungsarbeiten zum Globalen Wandel ist. Es gehört zur Klasse der Integrierten Assessment Modelle und setzt Teilmodelle aus den Bereichen Ozean/Atmosphäre, Energie/Industrie sowie terrestrische Umwelt miteinander in Beziehung. Das Landbedeckungsmodell ist gekoppelt mit einem dynamischen Modell zur Bestimmung des Bedarfs an verschiedenen landwirtschaftlichen Produkten. Der resultierende Flächenbedarf wird auf einem geografischen 5° Raster über einen relativ einfachen Algorithmus zugewiesen.

Auch die CLUE Modellfamilie kombiniert verschiedene Techniken der Landnutzungsmodellierung (VERBURG ET AL., 1999b). CLUE ist ein räumliches Landnutzungsmodell und wird für Analysen auf Ebene von Staatsgebieten eingesetzt. Bestandteile sind ein Bedarfsmodul (ein einfaches dynamisches Modell), angesiedelt auf der nationalen Ebene und ein Landnutzungsmodell auf der Rasterebene. Die Berechnung des Bedarfs an verschiedenen Landnutzungsklassen in einem Zeitschritt (Umfang der Änderung) erfolgt auf nationaler Ebene u. a. auf Basis von Daten und Annahmen zur Bevölkerungsentwicklung und Konsummustern. Er dient als Eingabe für das eigentliche Landnutzungsmodell, das den Ort der Änderungen bestimmt. Das Landnutzungsmodell kombiniert statistische Verfahren mit einem optimierenden Zuordnungsmodul (VERBURG ET AL., 1999a). Zunächst wird eine räumliche statistische Analyse (Regressionsanalyse) der treibenden Kräfte der Landnutzungsänderungen durchgeführt, um die Eignung einer Zelle für verschiedene Landnutzungen zu bestimmen. Auf Grundlage dieser Informationen weist das Zuordnungsmodul den Bedarf anhand von Optimierungskriterien an geeignete Rasterzellen zu.

Fazit

Es gibt eine Vielzahl verschiedener Ansätze der Modellbildung zur Untersuchung der in LAMBIN (2000) formulierten Fragestellungen nach Umfang, Ort und Gründen von Landnutzungsänderungen. Die Anwendbarkeit eines Modellansatzes oder der Kombinationen verschiedener Ansätze richtet sich dabei zum einen nach der zu untersuchenden Fragestellung und ist zum anderen determiniert durch die jeweiligen Anforderungen an die Eingangsdaten und Modellparameter. So können beispielsweise stochastische Modellansätze, die auf einer Spezifizierung von Übergangswahrscheinlichkeiten beruhen nur betrieben werden, wenn langfristige Datenreihen, z. B. in Form von Satellitenbildern, für die gesamte Untersuchungsregion vorliegen. Agentenbasierte Modelle dagegen benötigen detaillierte Informationen zur Beschreibung der Verhaltensmuster von menschlichen Akteuren, die z. T. nur über aufwendige Befragungen von Personen zugänglich sind und eine Nutzung dieser Modelle für große, sehr heterogene Untersuchungsgebiete erschweren.

Auch wird aus der Vielfalt der bestehenden Modelle deutlich, dass keines der vorgestellten Konzepte dazu geeignet scheint, das komplexe Problemfeld der Landnutzungsmodellierung für unterschiedliche Regionen umfassend zu beschreiben. Da keine „fertigen“ Lösungen existieren, besteht eine wichtige Aufgabe dieser Arbeit darin, einen für die Bearbeitung der Fragestellung geeigneten Modellansatz auf Basis der hier vorgestellten Konzepte zu entwickeln. Dies geschieht in Kapitel 4 mit dem Modell *LUC*Hesse.

2.2.4 Modellierung der Kohlenstoffflüsse und -speicher

Ziel dieser Arbeit ist die Modellierung der Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die Speicherung von Kohlenstoff in Böden und in der Biomasse von Wäldern. Dabei werden sowohl Prozesse der Landnutzungsänderung als auch der forstlichen und agrarischen Bewirtschaftung berücksichtigt. Schlüsselprozesse in Bezug auf die Fragestellung der Arbeit sind die Kohlenstoffflüsse zwischen Atmosphäre und Vegetation sowie Umsatz und Abbauraten von Kohlenstoffverbindungen im Boden. WATSON ET AL. (2000) unterscheiden zwei Gruppen von Modellen, die für diese Aufgabe geeignet sind. Zum einen sind hier *Bilanzmodelle* für Flüsse und Speicher von Kohlenstoff in biologischen Systemen zu nennen. Die zweite Gruppe bilden *Prozessmodelle*, welche die relevanten biophysikalischen Prozesse und biogeochemischen Stoffkreisläufe von (bewirtschafteten) Ökosystemen abbilden. Auf einer Zwischenebene sind hybride Modelle angesiedelt, die Teile aus beiden Bereichen integrieren. Ein Beispiel für ein Hybridmodell stellt Richards (2001) vor. Es nutzt Prozessmodelle zur Berechnung des Biomassezuwachses und der Kohlenstoffumsätze im Boden, während ein Bilanzmodell für die „Verteilung“ des Kohlenstoffs auf die, im System definierten Speicher verantwortlich ist.

Modelle zur Kohlenstoffbilanzierung

Zentrales Element der Bilanzmodelle ist die Bilanzierung der Kohlenstoffspeicher in Boden und Vegetation. Die Berechnung der Speicherinhalte für eine Region zu einem bestimmten Zeitpunkt beruht auf der Abschätzung des Kohlenstoffinhalts der unterschiedlichen Landbedeckungsklassen unter Berücksichtigung des Einflusses von Bewirtschaftungsmaßnahmen (MILNE UND BROWN, 1997; PAULSEN, 1995). Die Speicheränderung zwischen zwei Zeitpunkten (t und $(t-1)$) kann entweder über die Differenz der entsprechenden Speicherinhalte oder über die Abschätzung der Speicheränderung (Differenz aus Speicherzuwachs und Speicherentnahme) ermittelt werden. Hierzu werden Daten über die Raten von Änderungen der Landnutzung und über die damit verbundenen Speicheränderungen (WATSON ET AL., 2000) benötigt. Je nach Komplexitätsgrad gehen Bilanzmodelle davon aus, dass eine Verringerung des Speicherinhalts gleich dem Kohlenstofffluss in die Atmosphäre zu setzen ist, oder sie betrachten zusätzliche Speicherterme wie etwa die wirtschaftliche Holznutzung für Produkte mit unterschiedlicher Lebensdauer (NABUURS ET AL., 2001).

Ein Beispiel für ein einfaches Bilanzmodell sind die IPCC-Richtlinien (IPCC, 1996), welche beide Methoden zur Abschätzung der Speicheränderung nutzen. Für die Änderung des Bodenspeichers werden beispielsweise Speicherinhalte für ein Basisjahr und ein Bilanzjahr miteinander verrechnet. Die Änderung des Kohlenstoffspeichers in Wäldern erfolgt auf jährlicher Basis durch die Gegenüberstellung des Biomassezuwachses und der Holzentnahme. Studien, in denen diese Methodik Verwendung findet, stellen EVE ET AL. (2002) für den Bodenspeicher in den Vereinigten Staaten sowie CANNELL ET AL. (1999) für Großbritannien vor. Der IPCC-Ansatz hat den Vorteil, dass er weitestgehend skalunenabhängig ist und sowohl lokal als auch auf nationaler und globaler Ebene verwendet werden kann. Die Quantifizierung der Speicheränderung erfolgt durch Verwendung empirisch/statistisch abgeleiteter Konstanten von Umsatzraten, Kohlenstoffgehalten und Zuwachsraten der Biomasse (IPCC, 1996). Für Wälder können die Zuwachsraten beispielsweise aus forstwirtschaftlichen Ertragstabellen entnommen werden.

Die Kohlenstoffspeicherung im Boden in Verbindung mit der Änderung von Landbedeckung und Landnutzung auf europäischer Ebene untersuchen VLEESHOUVERS UND VERHAGEN (2002) mit dem Mo-

dell *CESAR* auf einem geografischen 0.5° Raster. Sie betrachten dabei sowohl die Änderung der Landnutzung von Ackerland zu Grünland als auch den Einfluss von landwirtschaftlichen Managementmaßnahmen wie Pflugeinsatz und Management von Enteresiduen. In ihrem Modell nutzen sie dazu einfache funktionale Zusammenhänge zwischen den untersuchten Größen.

Ein detaillierteres Bilanzmodell, das auf Ebene von Forstbeständen (lokale Skalenebene) arbeitet, ist *CO2FIX* (NABUURS ET AL., 2001). Dieses Modell bilanziert alle relevanten Kohlenstoffflüsse und Speicher eines Bestands. Als Speicherterme werden Biomasse, Streuauflage, Boden und Holzprodukte berücksichtigt. Flüsse sind u. a. beschrieben durch den Biomassezuwachs der Bäume, Holzentnahme sowie durch Umsatz und Abbauraten von Kohlenstoffverbindungen im Boden. Weiterhin werden die Lebenszyklen von Holzprodukten betrachtet. Auch in *CO2FIX* finden empirisch hergeleitete Faktoren und Zusammenhänge z. B. in Form von Wachstumskurven für den Biomassezuwachs Verwendung (MASERA ET AL., 2003).

Prozessmodelle von Ökosystemen

Prozessmodelle bilden die biophysikalischen Prozesse und biogeochemischen Stoffkreisläufe von Ökosystemen ab. Dabei werden Interaktionen und Rückkopplungen zwischen Boden- und Vegetationsprozessen in Form von dynamischen Gleichungssystemen dargestellt (CONSTABLE UND FRIEND, 2000). Aufgrund ihrer engen Verbindung behandeln die meisten Modelle sowohl Kohlenstoff- als auch Nährstoffkreisläufe (Stickstoff, Phosphor). Die Eigenschaften der endogenen Systemkomponenten (z. B. Pflanzen und Boden) werden durch entsprechende Parametersätze beschrieben. Getrieben werden diese Modelle von exogenen Umweltfaktoren, die von Klimafaktoren (Temperatur, Niederschlag) bis hin zu anthropogenen Faktoren der Land- und Forstwirtschaft reichen (PENG UND APPS, 1999). Im Gegensatz zu Bilanzmodellen können Prozessmodelle die Einflüsse von Änderungen der Umweltfaktoren auf die abgebildeten Prozesse simulieren. Klimaänderungen können dabei ebenso berücksichtigt werden wie Änderungen des landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Managements. So ist es beispielsweise möglich, das Pflanzenwachstum durch die anthropogene Eingabe von Nährstoffen in Form von Düngemitteln zu beeinflussen. Gleichzeitig benötigen Prozessmodelle wesentlich detailliertere Daten zur Parametrisierung als Bilanzmodelle, was eine räumliche Anwendung dieser Modelle erschwert (WATSON ET AL., 2000). Die Formulierung der Prozesse innerhalb eines Modells erfolgt in Abhängigkeit von der betrachteten räumlichen (m^2 bis mehrere 1000 km^2) und zeitlichen Skalenebene (Stunden bis Monate). Großskalige Modelle nutzen dabei vergleichsweise weniger komplexe Systembeschreibungen und eine räumlich effektive Beschreibung der Systemparameter (*lumped parameters*, PAUSTIAN ET AL., 1997).

Entscheidend für die zeitliche Auflösung eines Modells sind die abgebildeten Prozesse. Das Modell *Century* (PARTON ET AL., 1987) beispielsweise berechnet das Pflanzenwachstum als durch Nährstoffangebot und Klima limitierte Wachstumsfunktion auf Monatsbasis, während das Modell *PNet* (ABER UND OLLINGER, 1997) die Photosyntheserate mit einer modellinternen Auflösung von Stunden abschätzt. Das Modell *DayCent* (PARTON ET AL., 1998) arbeitet demgegenüber auf Tagesbasis, bildet jedoch den Stickstoffkreislauf im Boden wesentlich detaillierter ab als die beiden eben genannten. Für eine Übersicht über Modellkonzepte sei auf PAUSTIAN ET AL. (1997) für den Bereich Boden und auf TIKTAK UND GRINSVEN (1995) sowie PORTE UND BARTELINK (2002) für den Bereich Forstwirtschaft verwiesen.

Letztendlich entscheidet das Einsatzgebiet über die Anforderungen, die an das Modell zu stellen sind. So finden sich in der Literatur Prozessmodelle, die sich auf einzelne Komponenten eines Ökosystems (z. B. Boden, siehe FALLOON ET AL., 1998) oder einzelne Typen von Ökosystemen beschränken ebenso wie Modelle, die unterschiedliche Typen von Ökosystemen und deren Bewirtschaftung abbilden können. Zu dieser Kategorie der *allgemeinen Ökosystemmodelle* kann u. a. das Modell *Century* gezählt werden, das Agrar- ebenso wie Forstökosysteme simulieren kann.

Den Abschluss dieses Abschnitts bildet eine kurze Übersicht über Simulationsstudien im Bereich Landnutzung und deren Einfluss auf den Kohlenstoffkreislauf. Dabei werden explizit die Bereiche Forstwirtschaft und Landwirtschaft unterschieden. Mit dem Einfluss von forstwirtschaftlichen Managementmaßnahmen auf die Speicherung von Kohlenstoff in europäischen Waldökosystemen beschäftigt sich KARJALAINEN (1996). Er nutzt dabei ein Modell zur Simulation des Wachstums von Einzelbäumen (*GAP Modell*). CHEN ET AL. (2000b) entwickeln für den Forstsektor in Kanada das Modell *InTEC*, welches das Bodenmodell von *Century* mit einem verbesserten Pflanzenwachstumsmodell koppelt. *InTEC* wird zur Untersuchung der Kohlenstoffspeicherung bei verschiedenen Szenarien des forstwirtschaftlichen Managements eingesetzt. Eine ähnliche Fragestellung verfolgen PENG ET AL. (2002). Sie verwenden das Modell *Century*, um Effekte verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf von Borealen Nadelwäldern abzuschätzen. Im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung sollen zwei Studien angesprochen werden, die beide das Modell *Century* nutzen. ARDÖ UND OLSSON (2003) simulieren die Entwicklung des organischen Bodenkohlenstoffs in einer semiariden Region im Sudan unter Annahme einer Änderung der Landnutzung bis zum Jahr 2100. SMITH ET AL. (2000) führen eine regionale Studie für Kanada durch. Auch hier ist der Einfluss von landwirtschaftlichen Managementmaßnahmen auf die potenzielle Kohlenstoffspeicherung im Boden Untersuchungsgegenstand. Beide Studien arbeiten nur bedingt räumlich explizit; sie bilden zunächst Gruppen von charakteristischen Agrarsystemen mit homogenen Eigenschaften (Boden, Klima, Bewirtschaftung). Die Ergebnisse der Simulationsläufe werden anschließend räumlich verteilt.

Fazit

Für die Berechnung von Kohlenstoffflüssen und -speichern von Ökosystemen stehen mit Bilanzmodellen und Prozessmodellen zwei grundlegend verschiedene Werkzeuge zur Verfügung. Auch hier entscheidet die Fragestellung über den sinnvollen Einsatz einer Modellgruppe. So eignen sich Bilanzmodelle aufgrund ihres empirischen Ansatzes nur bedingt zur Abbildung des Einflusses von Umweltfaktoren (Vegetation, Klima, Boden, Management) auf die betrachteten Größen, da die entsprechenden Zusammenhänge explizit modelliert werden müssen. Im Gegensatz dazu bilden Prozessmodelle diese Wirkzusammenhänge implizit in ihrer Prozessbeschreibung ab. Hieraus ergibt sich allerdings auch die Forderung einer Validierung dieser Modelle um festzustellen, ob diese Prozessbeschreibung für den konkreten Anwendungsfall geeignet ist.

Ein weiteres wichtiges Kriterium für die Auswahl eines Modells gerade bei räumlichen Studien ist die Verfügbarkeit der Eingangsdaten, wobei Prozessmodelle grundsätzlich höhere Anforderungen an Umfang und Qualität der Daten stellen als Bilanzmodelle (WATSON ET AL., 2000). Aber auch zwischen den Prozessmodellen gibt es, abhängig von ihrer Formulierung, erhebliche Unterschiede in den Datenanforderungen.

2.2.5 Modellkopplung

Die Modellierung komplexer Mensch-Umweltsysteme erfordert die Integration von Modellen aus unterschiedlichen Wissenschaftsbereichen, die jeweils Teilsysteme abbilden und miteinander interagieren (TODT, 1995). Ein Beispiel für ein hochkomplexes Modell, das verschiedene Teilmodelle in Bezug auf Fragestellungen des Globalen Wandels räumlich integriert, ist *IMAGE* (ALCAMO ET AL., 1998). Mit *HILLS* wird im Rahmen dieser Arbeit ein weniger komplexes Modellsystem mit den Teilmodellen Landnutzungsänderung und Kohlenstoffkreislauf vorgestellt. Um unterschiedliche Teilmodelle zu integrieren müssen Schnittstellen geschaffen werden, über welche ein Austausch von Informationen zwischen diesen ermöglicht wird. Diese *Kopplung* geschieht auf unterschiedlichen Ebenen (LAU ET AL., 1999):

- Konzeptuelle Ebene,
- Methodische Ebene,
- Technische Ebene,
- Operationale Ebene,
- Transitionsebene.

Die konzeptuelle Ebene umfasst die Beschreibung des Gesamtsystems durch geeignete Teilmodelle sowie die Identifizierung der Interaktionen zwischen den Modellen. Auf der methodischen Ebene stellen sich Fragen nach räumlicher und zeitlicher Koordination sowie nach der Konvertierung von Variablen zwischen den Modellen. Beide Ebenen fassen ENGELEN ET AL. (2002) als *Wissenschaftliche Integration* zusammen. Hard- und Softwareprobleme der Kopplung beschreibt die dritte, technische Ebene. Sie umfasst die Definition von geeigneten Schnittstellen zwischen den Modellen, die Implementierung der Ablaufsteuerung, die Softwarerepräsentation, die Datenhaltung und die verwendete Rechnerplattform.

Die operationale Ebene befasst sich mit der Koordination zwischen verschiedenen Forschungsaktivitäten im Prozess der Modellentwicklung. Auf der Transitionsebene schließlich wird festgelegt, in welcher Weise Modelle und Modellergebnisse genutzt werden sollen. ENGELEN ET AL. (2002) beschreiben diese Ebene als *End-Use-Integration*, wobei sie zwischen einem politischen und einem wissenschaftlichen Kontext der Modellnutzung unterscheiden. Während politikorientierte Modelle eher problembezogen formuliert und darauf ausgelegt sind, verwertbare Ergebnisse für Entscheidungsprozesse zu liefern, zielen wissenschaftlich orientierte Modelle in die Richtung einer Verbesserung des Prozessverständnisses sowie der Theorie- und Konzeptentwicklung. Die Zielrichtung der zu bearbeitenden Fragestellung hat demnach einen wesentlichen Einfluss auf das Modelldesign und die Modellkomplexität.

Von besonderem Interesse für diese Arbeit sind die konzeptuelle, methodische und die technische Ebene, wobei Möglichkeiten der technischen Integration in Kapitel 2.3 diskutiert werden und der konzeptuelle Rahmen durch die Kopplung zwischen einem räumlichen Landnutzungsmodell und einem Ökosystemmodell gegeben ist. Modellkopplung auf der methodischen Ebene kann auf verschiedene Weise realisiert werden (TOTH, 1995). Dies reicht von einer engen Kopplung auf Ebene der Gleichungssysteme der beteiligten Modelle (WALKO ET AL., 2000; PARTON ET AL., 1987) bis hin zu verschiedenen Formen der losen Kopplung, bei denen Daten über definierte Schnittstellen zwischen in sich abgeschlossenen Teilmodellen, teils manuell, ausgetauscht werden (MÖLLER ET AL., 1999b; GOGU ET AL., 2001).

Entscheidend für die Funktion des Gesamtmodells ist die Koordination der Teilmodelle in der zeitlichen und räumlichen Dimension (Synchronisation) bezüglich des Austauschs von Daten und der Ablaufreihenfolge. Probleme des Datenaustauschs ergeben sich, wenn Modelle auf verschiedenen Skalenebenen arbeiten. Dann ist in vielen Fällen eine räumliche und/oder zeitliche Skalierung von Teilmodellergebnissen notwendig, um diese für das gekoppelte Modell zugänglich zu machen (LAU ET AL., 1999). Die Ablaufsteuerung legt fest, in welcher Reihenfolge die Teilmodelle gestartet werden um die Gesamtaufgabe zu erfüllen. Im einfachsten Fall werden verschiedene Modelle zeitlich nacheinander (sequentiell) aufgerufen und verwenden Modellergebnisse der jeweils vorhergehenden Ablaufstufen für ihre Berechnungen (EATHERALL, 1997). Im Gegensatz dazu stellt die Implementierung von Rückkopplungen zwischen den Teilmodellen (ALCAMO ET AL., 1998) weitaus höhere Ansprüche an die Ablaufsteuerung. Konzepte für solche komplexen Ablaufsteuerungen werden u. a. in NOTH ET AL. (2001), ALBERTI UND WADDELL (2000) und CONRAD (1998) vorgestellt. Nach diesen allgemeinen Betrachtungen sollen zum Abschluss konkrete Beispiele für die Kopplung von Landnutzungsmodellen mit anderen Modelltypen vorgestellt werden.

Räumliche Landnutzungsmodelle werden in einer Reihe von Studien dazu genutzt, die Einflüsse der Änderungen der Landnutzung auf biophysikalische Prozesse abzuschätzen. Sie implementieren jedoch meist keine Rückkopplungsmechanismen auf die Landnutzungsentscheidungen (VELDKAMP UND LAMBIN, 2001). Fragestellungen umfassen u. a. Einflüsse auf landschaftsbildende Prozesse wie Erosion und Sedimentation (SCHOORL UND VELDKAMP, 2001) und reichen weiter von Interaktionen von Kohlenstoff- und Nährstoffflüssen in tropischen Anbausystemen (PRIESS ET AL., 2001) bis hin zu Emissionen von Methan aus Nutztierhaltung und Reisanbau (VERBURG UND VAN DER GON, 2001) sowie der Beeinflussung von hydrologischen Prozessen (NIEHOFF ET AL., 2002). Die Gesamtmodelle bestehen in diesen Fällen aus dem Landnutzungsmodell und einem oder mehreren Prozess- oder Bilanzmodellen. Die Modellintegration erfolgt als lose Kopplung und stellt damit keine hohen Ansprüche an die Koordination der Teilmodelle: Das Landnutzungsmodell generiert für den Simulationszeitraum eine Folge von Landbedeckungs- bzw. Landnutzungskarten, die als Grundlage für weitere Berechnungen mit anderen Teilmodellen dienen. Probleme sind vielmehr in der unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Darstellung der Prozesse im Landnutzungsmodell und den anderen Teilmodellen zu finden. Während die Änderung der Landnutzung meist in Jahresschritten auf Rasterbasis erzeugt wird (Landnutzungsmuster), erfordern die detaillierten Prozessbeschreibungen der gekoppelten Modelle oftmals eine höhere räumliche und zeitliche Auflösung ihrer Eingangsdaten (NIEHOFF ET AL., 2002). Diese Problematik kann sehr anschaulich als die Kopplung von *Pattern to Process* beschrieben werden. Außerdem müssen Eingangsdaten für die Modelle jeweils für das gesamte Untersuchungsgebiet vorliegen. Dies ist ein Grund, warum in diesem Kontext häufig Bilanzmodelle Verwendung finden (PRIESS ET AL., 2001; VERBURG UND VAN DER GON, 2001; VLEESHOUVERS UND VERHAAGEN, 2002). Ein Beispiel für ein Modellsystem, das Rückkopplungsmechanismen zwischen Landnutzungsmodell und biophysikalischen Modellen berücksichtigt, ist *MODULUS* (ENGELEN ET AL., 2000), das für den Einsatz in unterschiedlichen Regionen des Mittelmeerraums konzipiert wurde. Hier wirken die Modellergebnisse eines Pflanzenwachstumsmodells beispielsweise auf die Entscheidung eines virtuellen Landnutzers, bestimmte Feldfrüchte anzubauen.

Auf die Realisierung der Modellkopplung in HILLS wird in Kapitel 6 ausführlich eingegangen. Dort werden die Fragestellungen zum Datenaustausch und zur Ablaufsteuerung der Teilmodelle wieder aufgegriffen.

2.3 Stand der Technik zur Integration von GIS und Modellen

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte HILLS-Modellsystem integriert Modelle in einen räumlichen Kontext. Die technologische Basis dazu bildet ein Geografisches Informationssystem (GIS) in Zusammenhang mit einem Datenbanksystem. In diesem Kapitel werden zunächst Konzepte der GIS Technologie vorgestellt und grundlegende Ansätze der Integration von Simulationsmodellen in ein GIS betrachtet. Unter der Überschrift *Interoperabilität* werden anschließend konkrete technische Ansätze zur Umsetzung dieser Integration vorgestellt. Dabei wird auch auf die für die Implementierung von HILLS verwendete GIS Software ArcGIS der Firma ESRI eingegangen.

2.3.1 Grundlegende Konzepte

Geografische Informationssysteme (GIS)

In der Literatur findet sich eine Reihe von Definitionen für GIS. Eine Übersicht geben u.a. BARTHELME (2000) und BURROUGH (1999). Exemplarisch soll an dieser Stelle die Definition von BARTHELME (2000) angeführt werden. Der Begriff *Geoinformationssystem* wird in dieser Arbeit synonym zu *Geografisches Informationssystem* verwendet:

„Ein Geoinformationssystem dient der Erfassung, Speicherung, Analyse und Darstellung aller Daten, die einen Teil der Erdoberfläche und die darauf befindlichen technischen und administrativen Einrichtungen sowie geowissenschaftliche, ökonomische und ökologische Gegebenheiten beschreiben.“

Heutige GIS nutzen zwei grundlegend verschiedene konzeptuelle Modelle zur Abbildung des realen Raums: Räumliche Informationen werden entweder als Entitäten oder als Felder von Attributen betrachtet (BURROUGH, 1999). Ein Feld beschreibt dabei die Änderung der Ausprägung eines Attributs im Raum (WORBOYS, 1995). Die Position im Raum (gegeben durch x- und y-Koordinate) ist dabei die unabhängige Variable, von der die Attributausprägung abhängt. Beispiele sind Daten zur Geländehöhe oder Steigung ebenso wie klimatische Informationen über Temperatur und Niederschlag. Das zugehörige geometrische Modell ist das Rastermodell. Es wird zur Darstellung von flächigen Informationen genutzt. Der Raum ist dazu in gleichförmig rechteckige Zellen aufgeteilt, die in ihren Eigenschaften jeweils homogen sind. Rasterformate unterstützen entsprechend der oben genannten Annahmen über den Zusammenhang zwischen Raum und Attribut meist nur einen Informationswert für jede Zelle.

Im Gegensatz zum Feldmodell repräsentieren Entitäten Objekte aus der realen Welt, die durch ihre Geometrie (Geodaten), einer Topologie (Beziehung zu ihren Nachbarobjekten), einer zeitlichen Dynamik sowie einer Menge von nicht-räumlichen Attributen beschrieben sind. Letztere werden als thematische Daten oder Sachdaten im Gegensatz zu den Geodaten, bezeichnet. Beispiele für Geodaten sind Grenzen von Bodenstruktureinheiten einer digitalen Bodenkarte, Flussläufe oder Grundwassermessstellen. Das korrespondierende geometrische Modell ist das Vektormodell. Das Vektormodell unterscheidet zwischen Polygonen, Linien und Punkten, wobei die Sachdaten einen weiteren semantischen Bezug herstellen, indem sie diese Geometrien mit zusätzlichen thematischen Informationen versehen (BARTHELME, 2000). Bei einer Bodenkarte können das Informationen zu dem jeweils in einer räumlichen Einheit vorherrschenden Bodentyps sein, bei einer Karte mit den Grenzen von Landkreisen z. B. Informationen über die Bevölkerungsdichte und Einkommensverteilung.

Die Beziehung zwischen Geodaten und Sachdaten im Vektormodell kann auf unterschiedliche Art realisiert werden. GOGU ET AL. (2000) unterscheiden zwischen dem *Georelationalen Modell* und dem *Geodatenbank Modell*. Das *Georelationale Modell* koppelt dabei geografische Objekte (Geoobjekte) mit einer Datenbank zur Haltung der Sachdaten in Form eines relationalen Datenmodells (SCHWINN, 1992). Geoobjekte werden in Klassen zusammengefasst (*Layer* oder *Datenebenen*), die über denselben Sachdatensatz beschrieben werden. Die Verwaltung und Speicherung erfolgt im GIS, meist unter Verwendung proprietärer Datenformate. Die Verbindung zwischen beiden Systemen wird über einen Primärschlüssel hergestellt, der die Geoobjekte und die assoziierten Informationen eindeutig identifiziert. Das *Geodatenbank Modell* erweitert das Georelationale Modell dahingehend, dass auch Geoinformationen in der Datenbank gespeichert werden und damit integraler Bestandteil des Datenmodells werden.

Integration von Modellen in ein GIS

Für regionale Simulationsanalysen werden für die Modelle räumlich aufgelöste Daten, welche das Studiengebiet abdecken benötigt. CONRAD (1998) sieht entsprechend die Aufgaben von GIS bei der Handhabung von räumlichen Daten, die bei der Modellierung dynamischer raumbezogener Systeme Verwendung finden. Das GIS ermöglicht dabei die Verwendung von Prozessmodellen auf regionaler Ebene ohne die Skalenebene, für die das Modell entwickelt wurde verlassen (CHARNOCK ET AL., 1998) oder effektive Parametersätze entwickeln zu müssen. Die Modelle werden entsprechend für im GIS ausgewiesene Teilflächen betrieben, die in ihren Ausprägungen (Bodentyp, Klima etc.) homogen angenommen werden (RICHTER, 1996; PRIYA ET AL., 2001). FEDRA (1994) unterscheidet drei Arten der technischen Modellintegration, die auch von CONRAD (1998) und CORREIA ET AL. (1999) aufgegriffen werden:

Lockere Kopplung: GIS und Modelle sind hier voneinander unabhängige Systeme mit jeweils eigenen Nutzerschnittstellen. Der Austausch von Daten geschieht über Dateien. Das GIS wird zur Aufbereitung der räumlichen Eingangsdaten und zur Visualisierung und Analyse der Simulationsergebnisse genutzt. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt darin, dass keine arbeitsintensiven Änderungen am GIS und den Modellen vorgenommen werden müssen, da bestehende Programme und Nutzerschnittstellen verwendet werden. Es ist jedoch sicher zu stellen, dass Datenaustauschformate bereitstehen, die Modelle und GIS jeweils sowohl lesen als auch erzeugen können. Ein Nachteil dieses Ansatzes liegt im hohen Aufwand bei der Bedienung des Systems. Der Nutzer muss zum einen die beteiligten Softwaresysteme bedienen, zum anderen ist er für die Konvertierung der Daten zwischen ihnen verantwortlich. Dies beschränkt die Anwendung der lockeren Kopplung auf Fälle, in denen lediglich ein Modell genutzt und die Verbindung zum GIS nur selten hergestellt wird. CORREIA ET AL. (1999) stellen beispielsweise ein System vor, das GIS-Daten über die Siedlungsentwicklung in einem hydrologischen Modell zur Bestimmung von Überschwemmungsflächen nutzt, während GOGU ET AL. (2001) für ein numerisches Grundwassermodell Eingangsdaten aus einem GIS verwenden.

Enge Kopplung: Diese Stufe der Modellintegration zeichnet sich dadurch aus, dass Modelle und GIS über eine gemeinsame Schnittstelle zum Austausch von Daten verfügen. Dies kann eine gemeinsame Datenbank oder ein gemeinsames Dateiformat sein (*Common Resource*). Ferner präsentiert sich das Gesamtsystem dem Nutzer mit einer einheitlichen Bedienschnittstelle. Vorteile liegen hier in der höheren Konsistenz bei der Bedienbarkeit und im geringeren Arbeitsaufwand beim

Datenaustausch. Die Realisierung eines Systems ist wesentlich aufwendiger als bei der lockeren Kopplung, da entweder eine GIS-Datenbank erstellt werden muss, die vom Modell genutzt werden kann, oder die Modelle modifiziert werden müssen, um GIS-Daten lesen zu können. Auch die Integration von Modellen in eine gemeinsame Nutzerschnittstelle stellt höhere Ansprüche an den Systementwurf. CONRAD (1998) stellt ein Umweltsimulationssystem vor, das verschiedene Modelle aus dem agrarökologischen Bereich unter einer GIS-Oberfläche durch die Verwendung gemeinsamer Datenbanken koppelt. CHARNOCK ET AL. (1996) beschreiben die Kopplung eines Grundwassermodells, mit einem Bodenwassertransportmodell und einem Pflanzenmodell in einem GIS Kontext. Die Steuerung der Simulation ist dabei in der Makrosprache des GIS implementiert. Die Modelle nutzen eine gemeinsame Datenbasis, wobei das GIS für die Konvertierung der Datenformate zwischen den Modellen und für die Verwaltung der Simulationsergebnisse verantwortlich ist. Einen ähnlichen Weg geht EATHERALL (1997), der zur Abschätzung der Auswirkungen von Klimaänderungen auf Ökosysteme in Großbritannien verschiedene Teilmodelle aus einem GIS heraus steuert und ebenfalls eine gemeinsame Datenbasis zum Datenaustausch nutzt. Hier sind jedoch einige der Teilmodelle direkt in der Makrosprache des GIS realisiert. Dieser Ansatz stellt somit eine hybride Lösung zwischen der hier vorgestellten engen Kopplung und dem nächst höheren Level der Integration, nämlich der Einbettung von Modellen in ein GIS, dar.

Einbettung der Modelle in ein GIS: Hier werden die Modelle direkt in der Programmier- bzw. der Makrosprache des GIS realisiert. Dies ermöglicht die Entwicklung sehr homogener Systeme, da die Modelle nahtlos auf alle GIS-Ressourcen (z. B. Datenbanken und räumliche Analysefunktionen) zugreifen können. Dieser Ansatz hat jedoch auch entscheidende Nachteile. Zum einen können bestehende Modelle nicht direkt integriert werden, sondern müssen entsprechend in die GIS-Programmiersprache übertragen werden. Für komplexe Modelle scheidet diese Lösung aufgrund des hohen Programmieraufwands damit aus, insbesondere wenn sprachspezifische Objekt- oder Funktionsbibliotheken verwendet werden, die unter dem GIS nicht zugänglich sind. Ein weiterer Nachteil liegt darin, dass die in der GIS-Umgebung implementierten Modelle nicht außerhalb dieser Umgebung verwendet werden können.

Beispiele für eingebettete Systeme finden sich in WU (1999) und in LIU UND PHINN (2001), die in ihren Arbeiten Zellularautomaten zur Simulation von Stadtentwicklung vorstellen, die unter dem GIS ESRI *ArcInfo* in dessen Makrosprache *AML* entwickelt wurden. Beide Systeme arbeiten auf Grundlage des Rasterdatenmodells. LIU UND PHINN (2001) sehen die Vorteile dieser Integration vor allem in der Vereinfachung der Analyse von Modellergebnissen und bei der Kalibrierung des Modells durch die GIS Funktionalität. Einen anderen Weg gehen ASPINALL UND PEARSON (2000), indem sie die Teilmodelle ihres Systems aus analytischen GIS-Funktionen zusammensetzen, die sequentiell aufgerufen werden. Programmiersprache ist hier *Avenue*, die Programmiersprache des GIS ESRI *ArcView*. Die Modelle stellen in diesem Beispiel eine Erweiterung der GIS-Funktionalität dar, die dem Nutzer im Rahmen von Planungsprozessen zum Management von Wassereinzugsgebieten eine zusätzliche Informationsbasis bereitstellen.

2.3.2 Interoperabilität von GIS und Modellen

Konzepte

In dieser Arbeit wird ein hybrider Ansatz aus Einbettung und enger Kopplung zwischen GIS und Simulationsmodellen verfolgt. Das GIS dient zur Steuerung der beiden extern implementierten Teilmodelle, zur Aufbereitung und Bereitstellung einer gemeinsamen Datenbasis sowie zur Speicherung, Visualisierung und Analyse der Simulationsergebnisse. Alle Systembestandteile müssen zum einen auf die gemeinsame Datenbasis zugreifen können und zum anderen muss ihre Funktionalität für den Prozess, der die Simulation steuert, zugänglich sein. Die Frage nach Möglichkeiten der softwaretechnischen Umsetzung eines solchen Systems führt zu dem Begriff der Interoperabilität. Sie ist nach DIN ISO 19118 (BARTHELME, 2000) definiert als

„...die Fähigkeit zur Kommunikation, zur Ausführung von Programmen und zum Austausch von Daten zwischen verschiedenen funktionalen Einheiten in einer Art und Weise, die von Anwendern wenige oder gar keine Kenntnisse über die Besonderheit dieser Einheiten erfordert.“

Interoperabilität verlangt also die Möglichkeit zur Kommunikation zwischen den Bestandteilen eines Softwaresystems. Im GIS Bereich bezieht sich dieser Term auf die Fähigkeit, GIS-Daten und -Funktionen zwischen verschiedenen Systemen auszutauschen (BIAN, 2000). Übertragen auf ein Simulationssystem bezieht sich Interoperabilität entsprechend auf die Fähigkeit Daten zwischen GIS und Modellen auszutauschen (Datenebene) sowie auf die Möglichkeit, auf die Funktionen der einzelnen Bestandteile des Systems zugreifen zu können (Funktionsebene). Um dieses Ziel zu erreichen gibt es unterschiedliche Möglichkeiten (BERNARD ET AL., 1998):

- Die Spezifikation eines gemeinsamen Formats zum Datenaustausch,
- die Nutzung eines gemeinsamen Datenmodells (z. B. Relationales Modell),
- die Bereitstellung eines *Application Programming Interface* (API) oder die Nutzung von Objektmodellen, um auf Daten und Funktionen der Systembestandteile zugreifen zu können.

Interoperabilität umfasst dabei jeweils sowohl technische und semantische als auch institutionelle Aspekte (GOODCHILD ET AL., 1997). Letztere beziehen sich auf die Nutzung von Daten in Organisationen, Verwaltungen und Unternehmen und werden hier nicht berücksichtigt.

Technische Aspekte auf der Datenebene umfassen Fragestellungen zur Speicherung von Daten und zum Zugriff auf Daten über Systemgrenzen hinweg. Bei der Verwendung von Datenbanken sind Protokolle wie *ODBC* oder *SOAP* etablierte Standards (BALZERT, 2000). Speziell im GIS-Bereich spielen Geodatenbankformate wie etwa das *Open Geodata Model* des *OpenGIS* Konsortiums eine wichtige Rolle. Der semantische Aspekt kommt bei der Interpretation der Daten zum Tragen. So muss eine Beschreibung der Daten allen beteiligten Applikationen zugänglich sein.

Auf der Funktionsebene wird eine Trennung zwischen konzeptioneller Nutzersicht und der Implementierung der Systembestandteile angestrebt (BIAN, 2000). Technische Konzepte hierzu finden sich in verschiedenen Spezifikationen zum Zugang zu Funktionen über System- und Programmiersprachengrenzen hinweg. Zu nennen sind hier die Modelle *COM/COM+* (*Component Object Model*) und *.NET* von *Microsoft*, *CORBA* (*Common Object Request Broker*) sowie *Java Beans* (BALZERT, 2000; GORDON, 2000). Der semantische Aspekt umfasst die Beschreibung der von einem Systembestandteil angebotenen Funktionen. Ein Systembestandteil muss „wissen“, wie andere Bestandteile die

gemeinsame Datenbasis ändern (BERNARD ET AL., 1998) bzw. welche Aufgaben sie lösen können und wie sie miteinander in Verbindung stehen. Als Beispiel ist hier die Simulationssteuerung zu nennen, die „wissen“ muss, in welcher Reihenfolge Teilmodelle (als Systembestandteile) gestartet werden und wie sie auf die generierten Ergebnisse eines Simulationslaufs zugreifen kann.

Entsprechend der Philosophie einer Aufteilung des Gesamtsystems in einzelne funktional getrennte interoperable Systembestandteile entwickelt sich die GIS-Software seit Ende der 90er Jahre weg von monolithisch aufgebauten hin zu komponentenbasierten Systemen. Ein Beispiel hierfür ist das ArcObjects Rahmenwerk der Firma ESRI, auf dem der GIS Anteil dieser Arbeit aufbaut. Einen Überblick über die Komponententechnologie und insbesondere ArcObjects geben die folgenden Abschnitte.

Das Dienstkonzept

Das *OpenGIS* Konsortium stellt in PERCIVALL (2001) ein dienstorientiertes Architekturmuster für GIS-Systeme vor. Ein Dienst ist dort definiert als „ein Bestimmter Teil der Funktionalität, die durch eine Entität über eine Schnittstelle bereitgestellt wird“ und entspricht damit dem Konzept der Interoperabilität von Bestandteilen eines verteilten komponentenbasierten Systems. Unter anderem werden hier Dienste zur Bearbeitung und Bereitstellung von geografischen Informationen sowie sogenannte Sichtweisen auf ein System definiert (siehe ENDEJAN, 2003). Wichtig ist in diesem Zusammenhang der *Computational Viewpoint* und der *Information Viewpoint*. Erster beschreibt die Möglichkeiten der Dekomposition eines Gesamtsystems in Objekte, die über Schnittstellen miteinander interagieren. Der *Information Viewpoint* hingegen bezieht sich auf die Semantik von Information und ihrer Verarbeitung. Die Simulationsdienste, die im Rahmen dieser Arbeit entwickelt werden (siehe Kapitel 6) behandeln diese beiden Gesichtspunkte. Zum einen bieten sie dem Nutzer Funktionen, um Simulationsläufe mit den externen Modellen durchzuführen (*Computational Viewpoint*), zum anderen sind sie verantwortlich für den Datenaustausch zwischen den Modellen auf Grundlage einer gemeinsamen Datenbasis (*Information Viewpoint*).

Softwarekomponenten

Komponenten, in BALZERT (2000) auch als *Halbfertigprodukte* bezeichnet, können definiert werden als unabhängig voneinander entwickelte Softwareeinheiten, die miteinander interagieren und die zusammen ein funktionsfähiges System ergeben, in dem jede Komponente eine klar definierte Aufgabe hat (BIAN, 2000). Die Komponententechnologie stellt damit eine Art Baukastensystem zur Entwicklung von Softwaresystemen dar (ENGELN ET AL., 2000). Der Vorteil von komponentenbasierten Systemen gegenüber monolithischen Systemen liegt in der kürzeren Entwicklungszeit neuer Systeme und in einer potenziell besseren Erweiterbarkeit des Softwaresystems durch den Austausch oder das Hinzufügen von Komponenten. Damit leisten Komponenten auch einen wichtigen Beitrag zur Wiederverwendung von Software.

Da Modelle in unterschiedlichsten Programmiersprachen als eigenständige Programme entwickelt werden (Basic, C++, Java etc.), ist es oftmals sehr aufwendig, sie auf Quelltextebene in ein neues System einzubinden, da dies in der Regel eine komplette Re-Implementierung des Modells nach sich zieht (CONRAD 1998). Auch objektorientierte Ansätze bringen Probleme bei ihrer Integration in ein neues System mit sich. LIU ET AL. (2002) sehen die Gründe hierfür in Problemen der strukturellen Kompatibilität und im Fehlen von effektiven Möglichkeiten der Kommunikation zwischen den Objekten. Komponentenmodelle sind demgegenüber unabhängig von der Programmiersprache

und bieten die Möglichkeit einer Nutzung auch in einem anderen Sprachkontext. Auch bieten einige Komponentenmodelle (z. B. *CORBA*) die Möglichkeit einer Nutzung in verteilten Rechnerumgebungen.

Die Komponentenentwicklung umfasst zwei zentrale Aspekte. Dies ist zunächst die Implementierung der Komponente selbst und der mit ihr assoziierten Schnittstellen. Den Kern einer Komponente bildet eine Sammlung oder eine Hierarchie von Objekten. Diese Objekte stehen zueinander in enger Verbindung, sodass eine klare Abgrenzung zu anderen Komponenten möglich ist. Unter dem Gesichtspunkt des modularen Entwurfs ist somit eine klare Verwandtschaft zu objektorientierten Konzepten erkennbar. Während bei objektorientierten Ansätzen die Kommunikation über Methoden direkt mit dem Objekt erfolgt (STROUSTRUP, 2000), also auf einer niedrigen Abstraktionsebene angesiedelt ist, enthält das Komponentenkonzept eine komplexe Schnittstellenarchitektur an (GORDON, 2000).

Jede Komponente kann unterschiedliche Schnittstellen anbieten, über die eine Kommunikation mit ihr und damit auch ihre Integration in einen Systemkontext ermöglicht wird. Eine Schnittstelle umfasst die Menge der Funktionen, welche die Komponente der Außenwelt zugänglich macht. Jede Schnittstelle bedeutet damit eine bestimmte Sichtweise auf die Komponente. Ein in der Populärliteratur zu diesem Thema oft bemühtes Beispiel ist die Repräsentation eines Autos. Eine Schnittstelle kann dann beispielsweise die Sichtweise des Fahrers darstellen mit Funktionen zum Starten, Lenken und Bremsen, während eine andere Sichtweise die eines Mechanikers ist mit Möglichkeiten bestimmte Parameter des Motors abzufragen und Wartungsaufgaben durchzuführen.

Die Schnittstellenarchitektur impliziert damit eine strikte Trennung zwischen konzeptioneller Sichtweise der Komponente und ihrer Implementierung. Dies wiederum bedeutet, dass eine Komponente innerhalb eines Softwaresystems durch eine Neuimplementierung transparent für die anderen Systembestandteile ersetzt werden kann, solange sie weiterhin die Funktionalität unterstützt, die in der Schnittstelle definiert ist. Die Implementierung der Funktionalität kann prinzipiell in einer beliebigen Programmiersprache erfolgen, während die Schnittstellenarchitektur vom jeweiligen Komponentenmodell bereitgestellt wird. In diesem Zusammenhang spricht man auch von Kapselung durch das Komponentenmodell (*Wrapper*). Bestehende Modelle müssen demnach nicht in die Zielsprache des Systems umgeschrieben, sondern nur mit einer entsprechenden Kapsel versehen werden. In dieser Arbeit beschränken sich Änderungen an den Modellen, die vorgenommen werden, um diese als Komponenten nutzbar zu machen, auf die interne Modellsteuerung und auf Operationen zur Ein-/Ausgabe von Parametern und Daten (siehe Kapitel 4 bis Kapitel 6).

ArcObjects und Geodatenbanken

Zur Umsetzung des Simulationssystems wird in dieser Arbeit auf GIS-Ebene das Produkt ESRI *ArcGIS* genutzt. Herzstück ist die Objektbibliothek *ArcObjects* (HÖCK UND MANEGOLD, 2001). Sie stellt eine Sammlung von Komponenten dar, welche die gesamten GIS-Funktionalitäten (Geometrien, Analysefunktionen, Datenbankzugriff etc.) beinhalten. Die GIS-Anwendungen *ArcMap* und *ArcCatalog* bauen auf dieser Bibliothek auf. *ArcObjects* basiert auf dem *Component Object Model* (COM) von Microsoft (GORDON, 2000). Diese Architektur ermöglicht zum einen die Nutzung der GIS-Funktionen aus anderen Programmiersprachen, zum anderen können andere Komponenten über die *ArcGIS* Programmiersprache *Visual Basic for Applications* (VBA) in das GIS eingebunden werden. Modelle, die als Komponenten realisiert sind und eine entsprechende Schnittstelle bereitstellen, können somit aus dem GIS-Kontext heraus genutzt werden.

Ein Bestandteil von *ArcObjects* ist das *Geodatenbank* Konzept. Eine Geodatenbank kann entweder mit der ESRI *Spatial Database Engine* (SDE), dem Datenbanksystem Microsoft *Access* oder als flaches Dateisystem realisiert werden. Der Zugriff ist über eine einheitliche Schnittstelle realisiert und verwirklicht damit eine Trennung von Schnittstelle und Implementierung. Geodatenbanken enthalten sowohl räumlich explizite Daten wie Geometrien und Raster als auch die zugeordneten Sachdaten. Bei Verwendung von *SDE* kann in Verbindung mit einem Relationalen Datenbankmanagementsystem (RDBMS) ein komplexes Datenbankschema aufgebaut und als Grundlage von verteilten GIS-Anwendungen genutzt werden. Die für diese Arbeit zur Verfügung stehende Ausbaustufe von *ArcGIS* unterstützt lediglich Microsoft *Access* als sogenannte *Persönliche Geodatenbank*. Dies impliziert eine Beschränkung auf die Verwaltung von Geo- und Sachdaten innerhalb einer einfachen Datenbankrelation, ohne die Möglichkeit komplexe Beziehungen zwischen den Geoobjekten anzulegen. Eine Speicherung von Geodaten erfolgt in binärer Form innerhalb eines Feldes der Relation.

Fazit

GIS bieten mit ihren Möglichkeiten zur Verwaltung und Bearbeitung von räumlichen Daten eine geeignete Basis, um Modelle in diesem räumlichen Kontext nutzen zu können. Welche Art der Integration im konkreten Anwendungsfall am besten geeignet ist, wird u. a. bestimmt durch die Form in der die Modelle vorliegen. So ist eine spezielle Anpassung der Arbeitsweise von Modellen, z. B. für die räumliche Nutzung im GIS-Kontext nur möglich, wenn die Quelldateien vorhanden sind. In diesem Zusammenhang sind Softwarekomponenten als *Wrapper* eine geeignete Technologie, um Modellfunktionen über definierte Schnittstellen zugänglich zu machen und den Datenaustausch zwischen GIS und Modell zu implementieren. Dienste bieten einen konzeptionellen Rahmen, einzelne Komponenten (hier Modelle) mit dem GIS zu einem Gesamtsystem zusammenzufügen und deren Interoperabilität zu gewährleisten. Im *ArcGIS* Umfeld kann für diese Aufgaben das Objektmodell *COM* und die Objektbibliothek *ArcObjects* als technische Basis genutzt werden.

Ein weiterer wichtiger Aspekt von Interoperabilität liegt in der Formulierung von geeigneten Formaten, um Daten zwischen GIS und Modellen austauschen zu können. Hier bietet die Nutzung von *Geodatenbanken* einen methodischen Rahmen, um Geo- und Sachdaten für die Systembestandteile in Form einer *Common Resource* zugänglich zu machen.

2.4 Ableitung der Arbeitsaufgaben

In Abschnitt 2.1 wird gezeigt, dass Landnutzung und Landnutzungsänderung, vor allem in den Bereichen Landwirtschaft und Forstwirtschaft, wichtige Einflussgrößen für die biologische Speicherung von Kohlenstoff darstellen. Modelle bieten eine Möglichkeit, diese Wirkzusammenhänge räumlich abzubilden. Sie stellen ein Werkzeug dar, mit dem die resultierenden Kohlenstoffflüsse zwischen Atmosphäre und Vegetation bzw. Boden, welche die Änderung der Speicherinhalte beschreiben, quantifiziert werden können. Im Zusammenhang mit Szenarien ist es möglich, auch zukünftige Entwicklungen einer Region zu untersuchen.

Das Aufgabengebiet dieser Arbeit beinhaltet die Entwicklung eines Modellsystems, das diese Wirkzusammenhänge für die Untersuchungsregion Hessen abbildet und Möglichkeiten zur Analyse von Szenarien bereitstellt. Hauptanforderung an ein solches Modellsystem ist die Kopplung eines Landnutzungsmodells mit einem Modell zur Berechnung der Kohlenstoffflüsse bzw. -speicherung. Weiterhin soll das Modellsystem räumlich explizit arbeiten, um die räumliche Variabilität der für die Prozesse relevanten Umweltfaktoren zu berücksichtigen. Aus diesen allgemeinen Anforderungen leiten sich drei Aufgaben für die Systementwicklung ab:

- Entwicklung eines räumlichen Landnutzungsmodells (Kapitel 4),
- Auswahl und Anpassung eines Ökosystemmodells (Kapitel 5),
- Integration der Modelle in ein Modellsystem (Kapitel 6),

Im folgenden werden für jeden dieser Punkte Lösungsansätze, die sich aus den Betrachtungen des Kapitels 2 ergeben, vorgestellt. Für die konkrete Umsetzung sei auf die angegebenen Kapitel verwiesen.

Entwicklung eines Landnutzungsmodells

Da kein „anwendungsbereites“ Landnutzungsmodell für Hessen verfügbar ist, wird in dieser Arbeit ein neues Modell entwickelt. Aufgabe ist die Berechnung der Landnutzungsänderung in der Untersuchungsregion Hessen für den in der Aufgabenstellung vorgegebenen Szenarienzeitraum zwischen 1990 und 2020. Um die räumliche Variabilität der Umweltfaktoren Boden und Klima für die Berechnung der Kohlenstoffflüsse zugänglich zu machen, arbeitet das Modell räumlich explizit auf einem Raster. Hauptaufgabe des Modells ist die Berechnung des Ortes von Änderungen. Der Umfang der Änderungen wird als exogene Trendvorgabe vorgegeben. Dies ermöglicht die Ableitung dieser Größen aus Szenarien, die neben den regionalen Randbedingungen u. a. auch gesamtwirtschaftliche Einflüsse auf den Landwirtschaftssektor berücksichtigen.

Ein Lösungsansatz für die Modellumsetzung findet sich in hybriden Modellansätzen in Form eines Zellularautomaten mit Randbedingungen (*Constrained Cellular Automata*). Durch die Einführung einer Skalenhierarchie wird hier eine Trennung zwischen der Modellierung von Umfang und Ort der Landnutzungsänderung erreicht. Um das Modellverhalten transparent zu gestalten, arbeitet das Modell zum einen deterministisch und bildet zum anderen „Erkenntnisse“ der Raumwissenschaften und der Landschaftsökologie nachvollziehbar in Form von Prozessen ab. Neben den Bereichen Landwirtschaft und Forstwirtschaft berücksichtigt das Modell auch Prozesse der Ausbreitung von Siedlungs- und Gewerbeflächen als wichtige Größe der räumlichen Strukturbildung in Hessen (siehe Kapitel 3).

Auswahl und Anpassung eines Ökosystemmodells

Um den Einfluss von Umweltfaktoren (Boden, Klima) und anthropogener Bewirtschaftung auf die Kohlenstoffflüsse zu berücksichtigen, integriert das Modellsystem ein Prozessmodell. Da in Verbindung mit Landnutzungsmodellen in vielen Studien bisher nur Bilanzmodelle zu Einsatz kommen, bietet sich damit auch die Möglichkeit, neue Erkenntnisse für die räumliche Nutzung dieses Modelltyps in einem gekoppelten System zu gewinnen. Die Auswahl des Modells *Century* begründet sich zunächst daraus, dass es bereits in einer Reihe von Studien erfolgreich eingesetzt wurde und in der Lage ist die in dieser Arbeit relevanten Ökosysteme (bewirtschaftete Forst- und Agrarsysteme) konsistent abzubilden. Außerdem benötigt es aufgrund seines als intermediär einzuschätzenden Komplexitätsgrads nur eine relativ überschaubare Anzahl an Parametern und kann mit Klimadaten auf Monatsbasis arbeiten, womit der Aufwand der räumlich zu verwaltenden Daten in Grenzen gehalten werden kann. Ein weiteres Kriterium für *Century* ist, dass der Quellcode vorliegt, und damit eine Anpassung der Modellfunktionalität an die Anforderungen des Modellsystems möglich ist. Neben dieser technischen Anpassung wird ein Nutzungskonzept entwickelt, um *Century* gezielt für die Fragestellung der Kohlenstoffflüsse und Speicher anwenden zu können.

Integration der Modelle in ein Modellsystem

Da das Modellsystem räumlich arbeiten soll, wird die Integration der Modelle im Rahmen eines GIS realisiert, um die Möglichkeiten der räumlichen Datenverwaltung sowie der Analysefunktionen nutzen zu können. Für diese Aufgabe steht ESRI *ArcGIS* zur Verfügung. Das Landnutzungsmodell und das Ökosystemmodell werden als COM Komponenten bereitgestellt, die aus dem GIS heraus genutzt werden können. Der Simulationsablauf und der Datenaustausch zwischen den Modellen geschieht über Dienste, die in der GIS-Programmiersprache (Visual Basic for Applications, VBA) mit Hilfe der Objektbibliothek *ArcObjects* realisiert werden. Als Schnittstelle zum Austausch von Daten zwischen GIS und den Modellen wird eine *Persönliche Geodatenbank* als gemeinsame Datenbasis (*Common Ressource*) genutzt. Die Integration der Modelle ins GIS kann damit als enge Kopplung eingestuft werden.

3 Untersuchungsregion Hessen

In diesem Kapitel wird eine Übersicht über die Untersuchungsregion dieser Arbeit, das Bundesland Hessen gegeben. Zunächst erfolgt eine naturräumliche Beschreibung mit den Schwerpunkten Klima und Boden. Anschließend wird eine kurze Einführung in die administrative und wirtschaftliche Gliederung Hessens gegeben. In Abschnitt 3.3 wird dann die Entwicklung der Bodennutzung in Hessen während der letzten Jahrzehnte betrachtet. Ziel dieser Analyse ist die Identifikation der wichtigsten Prozesse der Landnutzungsänderung als Ausgangspunkt für eine Modellierung dieses Themenkomplexes (Abschnitt 3.4). Den Abschluss bildet eine Übersicht über die für das Modellsystem zur Verfügung stehenden Datenquellen sowie über die notwendigen Schritte für deren Aufbereitung und Nutzung.

3.1 Naturräumliche Beschreibung

Geografische Lage

Das Bundesland Hessen liegt geografisch zentral in der Bundesrepublik Deutschland und besitzt eine Fläche von 21.126 km². Die maximale Nord-Süd Ausdehnung beträgt 252 km, die maximale Ost-Westausdehnung 172 km.

Überblick über die Klimabedingungen

Die klimatischen Verhältnisse können dem subozeanischen Typus der kühlgemäßigten Waldklimata nach Troll und Paffen zugeordnet werden (PLETSCH, 1989). Charakteristisch für diesen Typus sind Jahresamplituden der monatlichen Mitteltemperaturen von 16°C - 25°C, wobei der kälteste Monat Mitteltemperaturen zwischen +2°C und -3°C aufweist. Die wichtigste regionalklimatische Differenzierung findet sich in der Zweiteilung zwischen Mittelgebirgen (z.B. Rheinisches Schiefergebirge, Ost-Hessisches Bergland) mit eher maritim geprägt Klimaten und den stärker kontinental geprägten Senken und Beckenlagen (PLETSCH, 1989). So führt beispielsweise die Barrierewirkung des Rheinischen Schiefergebirges aufgrund der vorherrschenden westlichen Wetterlagen zu einem starken Luv-Lee Effekt zwischen beregneten Westseiten und Höhenlagen mit mittleren Jahresniederschlägen bis über 1000 mm (Tabelle 3.1, Kleiner Feldberg) gegenüber den trockeneren Beckenlagen der Ostseiten mit Niederschlagsmengen zwischen 500 und 700 mm (HMULF, 1999). Besonders deutlich tritt dieser Lee-Effekt in der West-Hessischen Senke zu Tage.

Tabelle 3.1: 30-jährige Mittelwerte von Lufttemperatur und Jahresniederschlag an den Stationen Kleiner Feldberg, Geisenheim und Kassel für die Jahre 1961 bis 1990. (Quelle: Deutscher Wetterdienst, Regionales Gutachterbüro Offenbach am Main (aus HSL, 2003).

Beobachtungsstation	Höhe [m NN]	Mittlere Lufttemperatur [°C]	Mittlere Niederschlags-höhe [mm]
Kleiner Feldberg	805	5,6	1005
Geisenheim	118	9,9	548
Kassel	231	8,9	698

Betrachtet man die mittleren Jahrestemperaturen, so findet sich neben der orografischen Abhängigkeit eine klare Nord-Süd Differenzierung. Aufgrund der Öffnung der West-Hessischen Senke nach Norden können bei Nord- und Nordostwetterlagen kalte arktische Luftmassen zumindest bis nach Nordhessen vordringen. Dies führt häufig zu Kaltlufteinbrüchen bis in den Juni hinein mit Frostschäden für Vegetation und Landwirtschaft. Im Zusammenhang mit der planetaren Komponente weist das Rhein-Main Gebiet im Süden die höchsten Monatsmitteltemperaturen bei vergleichsweise geringen Niederschlagsmengen auf. Als Beispiele sind in Tabelle 3.1 die Klimastationen Kassel für Nordhessen und Geisenheim für das Rhein-Main Gebiet aufgeführt.

Überblick über die Bodenbedingungen

Die Bodenbildung in Hessen hat ihren Ursprung im Holozän. Um eine Übersicht über die räumliche Verteilung der wichtigsten Bodentypen und ihre Eignung für die landwirtschaftliche Nutzung zu erhalten, soll zunächst zwischen den hessischen Bergländern, die einen weiten Teil der Landesfläche einnehmen und den Beckenlagen unterschieden werden. Eine detaillierte Behandlung dieses Themenkomplexes findet sich in LOTZ (1995) und PLETSCH (1989).

In den hessischen Bergländern ist das Ausgangssubstrat für die Bodenbildung ein Gemisch aus verwittertem Ausgangsgestein und eingewehtem Löss als pleistozänem Sediment. Die hier anzutreffenden Bodentypen sind entsprechend abhängig von der vorhandenen Lössmenge und den Verwitterungsprodukten des Gesteins. Mit 36% der gesamten Landesfläche nimmt der Buntsandstein eine herausragende Bedeutung als Ausgangsgestein ein (z. B. in Teilen des Odenwalds und im Osthessischen Bergland). Aufgrund dieses basenarmen Ausgangssubstrats entstanden vorwiegend saure Braunerden und Podsole, die durch eine geringe landwirtschaftliche Ertragsfähigkeit gekennzeichnet sind. Bodentypen mit ähnlichen Eigenschaften finden sich auch in Regionen, in denen ebenfalls basenarme Gesteine wie Grauwacken, Schiefer oder Quarzite anstehen (z.B. Rheinisches Schiefergebirge). Im Gegensatz dazu entstehen auf Basalt, wie er z. B. an Vogelsberg oder Meißner zu finden ist, Braunerden mit hoher Basensättigung, die vergleichsweise besser für eine landwirtschaftliche Nutzung geeignet sind.

In den Beckenlagen spielen die äolischen Sedimente Flugsand und Löss eine entscheidende Rolle als Ausgangssubstrat der Bodenbildung. Flugsande sind in Südhessen (Rhein-Main Gebiet) weit verbreitet und tragen gewöhnlich basenarme Braunerden und Bänder-Braunerden. Auf kalkhaltigen Flugsanden entstanden demgegenüber überwiegend Pararendzinen. Aufgrund ihrer hohen Durchlässigkeit handelt es sich in beiden Fällen um Trockenstandorte, die im Sommer hohe Anforderungen an die Stresstoleranz von Pflanzen stellen und ohne Bewässerung nur eine extensive Bewirtschaftung ermöglichen. Nördlich der Mainlinie wurde in den Beckenlagen während der letzten Kaltzeit kalkhaltiger Löss abgelagert, auf dem sich Böden wie Parabraunerden und Schwarzerden mit hoher landwirtschaftlicher Ertragskraft bildeten. Die größte geschlossene Lössdecke findet sich in der Wetterau (PLETSCH, 1989). In den Flusstälern entstanden Böden auf den fluviatil abgelagerten Sedimenten des Holozäns (Hochflut- und Auesedimente). Hierunter fallen sowohl Bänder-Braunerden und Parabraunerden, als auch die in den heutigen Flussniederungen dominierenden, stark grundwasserbeeinflussten Auengleye.

3.2 Administrative Gliederung und Wirtschaft

In Hessen lebten im Jahr 2000 ca. 6 Mio. Einwohner (HSL, 2001). Die administrative Gliederung in Gebietskörperschaften besteht aus drei Ebenen. Oberste Ebene bilden die drei Regierungsbezirke Kassel (Nordhessen), Gießen (Mittelhessen) und Darmstadt (Süd Hessen). Darunter folgen 26 Landkreise. Die unterste Ebene umfasst 426 Gemeinden (Abbildung 3.1) sowie fünf kreisfreie Städte.

Hessen ist in wirtschaftsgeografischer Hinsicht durch starke strukturelle Unterschiede geprägt. In Südhessen findet sich mit dem Rhein-Main-Gebiet eine von ausgeprägter Wirtschaftskraft gekennzeichnete Metropolregion von europäischer Bedeutung. Wegen der ökonomischen Ausnahmestellung dieser Region wirkt sie als Attraktor auf Arbeitskräfte und Betriebe (HMWVL, 2000). Hier leben 4,7 Mio. Einwohner und es gibt über 2 Mio. Arbeitsplätze (Freund, 2002).

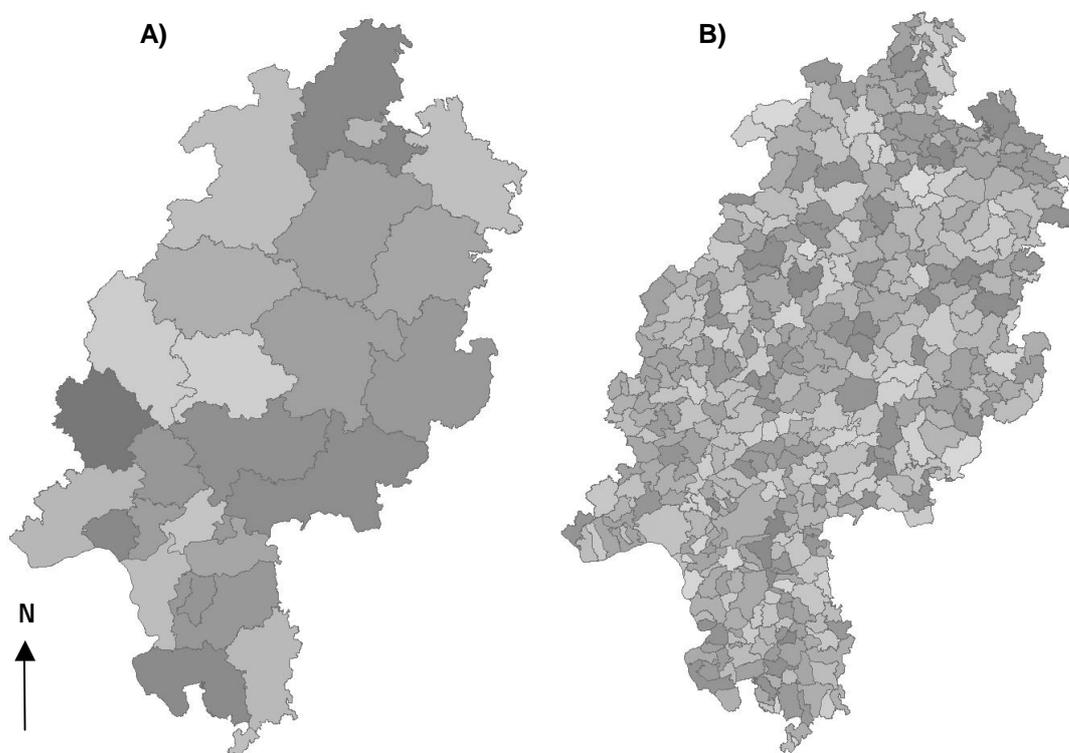


Abbildung 3.1: Administrative Gliederung des Bundeslandes Hessen. 26 Landkreise (A) sind unterteilt in 426 Gemeinden (B) zuzüglich 5 kreisfreier Städte. Die Landkreise sind auf der nächst höheren Ebene den 3 Regierungsbezirken Kassel (Nord-), Gießen (Mittel-) und Darmstadt (Süd Hessen) zugeordnet.

Die Entwicklung von Mittelhessen wird durch die geografische Nähe noch stark durch das Rhein-Main-Gebiet beeinflusst. Landschaftlich stellt sich diese Region als ländlicher Raum dar, wobei die Landwirtschaft eine geringe wirtschaftliche Rolle spielt. Eine starke Position nimmt das Verarbeitende Gewerbe ein. Nordhessen besitzt die geringste Bevölkerungsdichte der drei Landesteile (153 Einwohner/km²). Die Region ist gekennzeichnet durch eine starke Dominanz des Oberzentrums Kassel (ca. 200.000 Einwohner) und weist insgesamt einen ländlichen Charakter auf. Wirtschaftskraft und Erwerbsmöglichkeiten können auch aufgrund des schwach ausgebildeten tertiären Sektors als vergleichsweise gering eingestuft werden (FREUND, 2002). Die Bedeutung von Kassel liegt vorwiegend in ihrer Funktion als Verwaltungsstadt.

3.3 Aktuelle Landnutzung und ihre Entwicklung über die Jahrzehnte

Die Bodennutzung⁵ in Hessen im Jahr 2001 ist in Abbildung 3.2 dargestellt. Der Anteil der landwirtschaftlichen Fläche liegt mit 43 % unter dem deutschen Durchschnittswert von nahe 55 % (Statistisches Bundesamt, 2003). Demgegenüber ist der Anteil der Waldfläche mit 40 % überdurchschnittlich groß (Bundesdurchschnitt 29 %). Die Siedlungs- und Gewerbefläche, als Summe aus Verkehrs-, Gebäude-, und Erholungsflächen, weicht nur geringfügig vom Mittel ab (14,6% im Vergleich zu 13,8%).

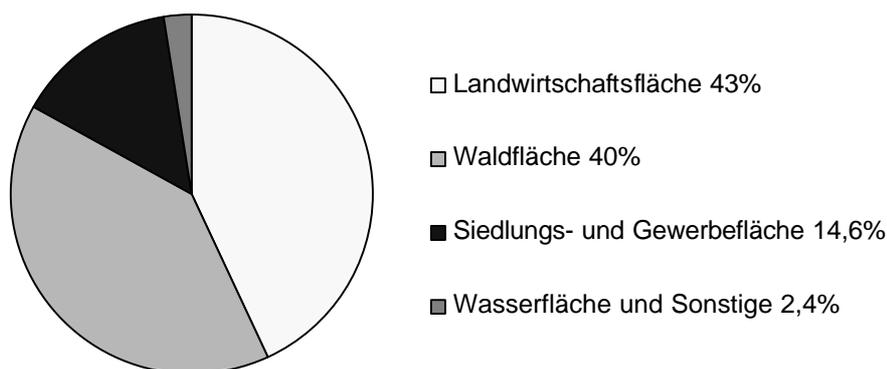


Abbildung 3.2: Bodennutzung in Hessen im Jahr 2001 (nach HSL, 2002).

Tabelle 3.2 zeigt die Entwicklung der wichtigsten Arten der Bodennutzung in Hessen während der letzten 30 Jahre. Zeigt die Waldfläche zwischen 1970 und 2001 nur einen geringen Zuwachs (1,3 %), so schrumpft die landwirtschaftliche Fläche (LF) im gleichen Zeitraum um nahezu 12 %. Dies kann größtenteils auf die Ausweitung der Siedlungs- und Gewerbeflächen aber auch der Verkehrsfläche (hier nicht gesondert aufgeführt) zurückgeführt werden (PLETSCH, 1989).

Tabelle 3.2: Entwicklung der Bodennutzung in Hessen zwischen 1970 und 2001. Datengrundlage für 1970 bis 1985 ist PLETSCH (1989) und für 1989 bis 2001 HSL (1991, 2000, 2003).

in [ha]	Landwirtschaftliche Fläche (LF)	Waldfläche	Siedlung- und Gewerbefläche
1970	1.030.124	832.689	
1979	987.663	832.113	111.884
1981	977.309	835.514	116.539
1985	956.094	835.799	126.815
1989	938.223	838.284	135.848
1997	915.972	841.854	147.047
2001	907.068	843.450	159.680

⁵ „Bodennutzung“ wird als Begriff in den offiziellen Statistiken in Deutschland verwendet und kann synonym zu dem in dieser Arbeit verwendeten Begriff „Landbedeckung“ betrachtet werden.

Die Hessische Gemeindestatistik unterscheidet zwischen Landwirtschaftsfläche (LF), also der Fläche der Grundstücke, die katasteramtlich für eine landwirtschaftliche Nutzung eingetragen sind und Landwirtschaftlicher Nutzfläche (LNF). LNF bezeichnet dabei die Fläche, welche nach Angabe der landwirtschaftlichen Betriebe tatsächlich genutzt wird. Sie umfasst Anbauflächen für verschiedene Feldfrüchte (Ackerfläche) ebenso wie Grünland. Tabelle 3.3 zeigt die Entwicklung der Landwirtschaftlichen Nutzfläche seit 1971.

Tabelle 3.3: Entwicklung der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) zwischen 1971 und 1999 und der Anteile von Ackerland und Grünlandnutzung. Den größten Anteil an der Ackerfläche hat dabei der Getreideanbau (PLETSCH, 1989; HSL (1991, 2000)).

in [ha]	Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF)	davon Ackerfläche	davon Grünland	Getreide (Ackerfläche)
1971	850.600	530.600	306.200	379.400
1974	833.900	526.600	296.000	392.500
1981	785.100	509.100	268.200	396.900
1984	773.400	507.500	258.900	382.600
1991	770.105	507.242	256.417	
1999	727.871	456.252	271.629	307.786

Vergleicht man die LF (Tabelle 3.1) mit der LNF (Tabelle 3.2) wird deutlich, dass die LNF lediglich etwa 80 % der LF ausmacht. Zwischen 1971 und 1999 nimmt die LNF kontinuierlich ab, wovon in den 90er Jahren besonders die Ackerflächen betroffen sind (Tabelle 3.2), während Grünlandnutzung in diesem Jahrzehnt wieder leicht zunimmt. Sowohl Ödlandbildung (Sozialbrache nach der Stilllegung von Flächen) als auch die nicht landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen, etwa zur Hobbytierhaltung oder als Freizeitgärten, hat nach PLETSCH (1989) und FREUND (2002) ein erhebliches Ausmaß angenommen. Hauptfeldfrüchte sind Getreide (Weizen, Gerste und Roggen), gefolgt von Hackfrüchten, wobei auch diese Anbauflächen in den 90er Jahren stark abnehmen. Weiterhin ist in Hessen während der letzten Dekaden eine starke Intensivierung der Landwirtschaft zu beobachten, so dass seit den 70er Jahren eine Ertragssteigerung bei Weizen von 4,5 t/ha (Fünfjahresmittel 1973 – 1977) auf 7,6 t/ha (Fünfjahresmittel 1997 – 2001) erreicht werden konnte (HSL, 1979; HMULV, 2003).

3.4 Identifikation der relevanten Prozesse der Landnutzungsänderung in der Vergangenheit

Betrachtet man den zeitlichen Verlauf der Bodennutzung in Hessen zwischen 1970 und 2000, lassen sich im Bezug auf die Fragestellung dieser Arbeit drei relevante Prozesse der Landnutzungsänderung identifizieren, die bei der Erstellung des Landnutzungsmodells zu berücksichtigen sind:

- Stilllegung von Ackerfläche,
- Aufforstung,
- Ausbreitung von Siedlungs- und Gewerbefläche.

Einen direkten Einfluss auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden hat die Stilllegung von Ackerfläche. Als Folgenutzung dieser Flächen kommt eine Nutzung als bewirtschaftetes Grünland oder Brache (etwa mit extensiver Nutzung als Weideland oder als unbewirtschaftetes Ödland) in Betracht. Eine Aufforstung von Flächen findet im Verhältnis dazu zwar nur in geringem Maße statt, jedoch bedeutet die Anlage neuer Waldflächen gleichzeitig eine Schaffung neuer Kohlenstoffspeicher in Vegetation und Boden. Die Ausbreitung von Siedlungs- und Gewerbefläche bedeutet eine Zunahme der Flächenversiegelung und damit einen Verlust potenzieller Acker- und Aufforstungsflächen. Sie ist ein bestimmender Faktor für die Entstehung der räumlichen Muster der Landnutzung. Eine Quantifizierung des Einflusses der jeweiligen Landnutzungsänderungen auf die Kohlenstoffflüsse und Kohlenstoffspeicherung erfolgt in Kapitel 7 für ein Referenzszenario.

3.5 Datengrundlage für das Modellsystem

Die HILLS Datenbasis (Kapitel 6) verwaltet räumliche Daten, die von den beiden Modellen *LUCHesse* (Kapitel 4) und der GIS-Version von *Century* (Kapitel 5) genutzt werden. Räumliche Grundlage bildet dabei ein Raster mit der Auflösung von 1 km², welches das gesamte Gebiet des Bundeslandes Hessen abdeckt und jede Rasterzelle einem Kreis und einer Gemeinde zuordnet.

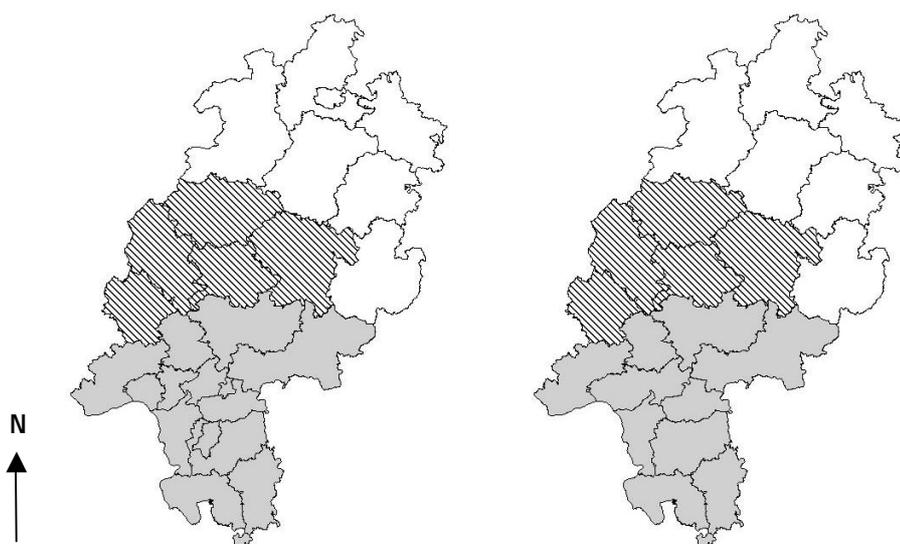


Abbildung 3.3: Grenzen der Landkreise und kreisfreien Städte in Hessen (A). Die Textur zeigt ihre Zugehörigkeit zum jeweiligen Regierungsbezirk. Das agrarökonomische Modell RAUMIS (Weingarten, 1996) fasst kreisfreie Städte und Landkreise zu 21 RAUMIS-Kreisen zusammen (B).

Dieses Raster basiert auf einer digitalen Karte der Gemeinde- und Kreisgrenzen. Um die Simulationsergebnisse des RAUMIS-Modells als Eingangsgrößen nutzen zu können (siehe Kapitel 4), werden weiterhin die kreisfreien Städte mit benachbarten Landkreisen zu den im Folgenden als RAUMIS-Kreisen (Anhang A) bezeichneten Gebilden zusammengefasst (Abbildung 3.3).

Tabelle 3.4: Überblick über die Umweltinformationen, die auf Rasterebene vorgegeben sind.

Klimadaten 1961 – 1990	Boden und Topographie	Aspekte der Landnutzung
Mittlere monatliche minimale Temperatur [°C]	Bodengruppe	Corine Landbedeckung 1990
Mittlere monatliche maximale Temperatur [°C]	Ertragsklasse	Siedlungsanteil [%]
Monatlicher Niederschlag [mm]	Hangneigung [°]	Naturschutzanteil [%]

Die naturräumlichen und administrativen Daten sowie die Daten zur Landnutzung müssen entsprechend auf die räumliche Auflösung des Rasters transformiert werden. Dieser Abschnitt gibt eine Übersicht über die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Quellen für Grundlagendaten, die in Tabelle 3.4 zusammengefasst dargestellt sind.

Klimadaten für *Century* umfassen Informationen über die mittlere monatliche Maximal- und Minimaltemperatur sowie über den monatlichen Niederschlag. Diese Daten wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) und dem Projektpartner HLUG in räumlicher Form als Rasterdatensatz (ASCII Format) mit einer Auflösung von 1 km² zur Verfügung gestellt und basieren auf der Klimanormalen 1961 – 1990. Eine Nutzung ist somit ohne weitere analytische Aufbereitungsschritte möglich.

Grundlage für topografische Informationen, die von *LUCHesse* genutzt werden, ist das Digitale Höhenmodell (DHM) von Hessen mit der Auflösung von 40 m x 40 m (DHM 25) des Hessischen Landesvermessungsamtes. Aus diesen Daten wird mit den Analysefunktionen von *ArcGIS* als abgeleitete Größe die mittlere Hangneigung für jede Zelle des Rasters berechnet.

Für die Bodendaten wird die digitale Bodenübersichtskarte (BüK 500, Maßstab 1 : 500.000) des HLUG verwendet. Sie ist Teil des Hessischen Fachinformationssystems Boden (FIS) und besteht aus Polygoneometrien. Kartiereinheiten sind Bodengruppen. Jeder Bodengruppe sind zusätzlich Informationen über ihr Ertragspotenzial für Ackernutzung entsprechend der FIS Methodenbank zugewiesen (siehe 4.4.2). In einem Aggregierungsschritt wird jeder Zelle des Rasters die flächenhaft dort dominierende Bodengruppe zugewiesen.

Daten zur Landbedeckung für das Bezugsjahr 1990 basieren auf dem Datensatz CORINE Landcover CLC90 des Statistischen Bundesamtes (STATISTISCHES BUNDESAMT, 1997), der auf einer Grundlage von Fernerkundungs-, Karten- und Luftbildauswertungen aus dem Zeitraum zwischen 1989 und 1993 basiert. CORINE unterscheidet 44 Landbedeckungsklassen. Die untere Erfassungsgrenze für räumliche Strukturen ist durch Raumeinheiten von 25 ha und einer Mindestbreite von 100 m gegeben. Die CORINE Daten liegen als Vektordatensatz und als Rasterdaten mit den Rastergrößen 100 m x 100 m (ha), 500 m x 500 m und 1000 m x 1000 m (km²) vor, wobei der km²-Rasterdatensatz als Datengrundlage für die Landbedeckung im Bezugsjahr 1990 genutzt wird. Die Verbindung zwischen Landbedeckung und Landnutzung wird innerhalb des Landnutzungsmodells *LUCHesse* hergestellt. Weiterhin wird jeder Rasterzelle unabhängig von ihrer Landbedeckung zu-

sätzlich ein Attribut über den Anteil an besiedelter Fläche zugewiesen. Diese Daten stammen aus dem ha-Rasterdatensatz von CORINE und werden mit dem GIS über eine Addition der in einer km²-Rasterzelle vorhandenen Siedlungszellen ermittelt.

Eine analoge Vorgehensweise kommt bei der Berechnung des Flächenanteils einer Rasterzelle, der als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist, zur Anwendung. Datengrundlage bildet ein digitaler Datensatz, der die Grenzen der hessischen Naturschutzgebiete als Polygoneometrien enthält. Dieser wird in einem ersten Bearbeitungsschritt in ein 100 m Raster überführt. Anschließend wird mit dem GIS für jede km²-Rasterzelle die Summe der vorhandenen 100 m Zellen gebildet und ihr als Attribut zugewiesen.

4 Das Landnutzungsmodell LUCHesse

4.1 Modellkonzept

4.1.1 Zielsetzung

In Kapitel 2 wurde die zentrale Bedeutung der Landnutzung und ihrer zeitlichen Änderung für die Prozesse der biologischen Speicherung von Kohlenstoff diskutiert. Um Auswirkungen aktueller und zukünftiger Landnutzungsänderungen abschätzen zu können, wird mit *LUCHesse* (Land Use Change Model Hesse) ein räumlich explizites Modell für das Bundesland Hessen vorgestellt, das auf Grundlage von regionalen Entwicklungstrends die räumliche Änderung der Landnutzung berechnet. Anspruch ist dabei die Entwicklung eines Werkzeugs, das „plausible“ räumliche Landnutzungsmuster erzeugt, die dem Ökosystemmodell *GIS-Century* als Eingabe dienen. Schwerpunkt ist die Modellierung der Frage nach den Orten, an denen Landnutzungsänderungen stattfinden. Trends über den Umfang der Änderungen werden als exogene Größen, z. B. in Form von Szenarien vorgegeben.

Das Konzept von *LUCHesse* legt einerseits großen Wert auf die Realisierung eines flexiblen, auf nachvollziehbaren Modellannahmen basierenden Modells, das über diese Arbeit hinaus als „Experimentierkasten“ für regionale Landnutzungsstudien in anderen Teilen der Erde weiterentwickelt werden kann und andererseits auf die Integration in eine GIS-Umgebung. Aus diesem Grund wurde kein vorhandenes Modell verwendet, sondern auf Basis der Ergebnisse von anderen Forschungsarbeiten ein, den Erfordernissen in Hessen angepasstes Modell entwickelt. Der *LUCHesse* zugrunde liegende Modellansatz kann dabei in die Klasse der *Zellularautomaten mit Randbedingungen*, also unter die Klasse der Hybridmodelle (Abschnitt 2.2.3) eingeordnet werden, wobei in weiten Teilen stark von den Konzepten der Zellularautomaten abgewichen wird und zudem keine Rückkopplungen zwischen den Hierarchieebenen berücksichtigt werden.

4.1.2 Landnutzungsklassen und ihre zeitliche Entwicklung

Betrachtet man die Ergebnisse der Analyse über die Änderung der Landnutzung in der Vergangenheit (Abschnitt 3.4) in Zusammenhang mit den Trendvorgaben des Referenzszenarios (Kapitel 7), so lassen sich drei für die Fragestellung dieser Arbeit relevante Prozesse der Landnutzungsänderung identifizieren. Hierunter fällt die Ausweitung von Siedlungs- und Gewerbeflächen, die Aufforstung vormals landwirtschaftlicher Flächen, sowie der Strukturwandel im Agrarsektor, der sich vor allem in der Stilllegung von ackerbaulich genutzten Flächen ausdrückt. Um diese Dynamiken abbilden zu können, unterscheidet *LUCHesse* sieben Landnutzungsklassen:

- Siedlung und Gewerbe,
- Ackerfläche (AF),
- Landwirtschaftliche Restfläche (LRF),
- Grünland und Weideland,
- Aufforstung,
- Wald und Forst,
- Statische Landnutzung.

Die Ausbreitung von Siedlungs- und Gewerbefläche bestimmt in starkem Maße die räumliche Struktur einer Region, da sie im Vergleich zu den anderen Nutzungen i. A. die höchsten Einnahmemöglichkeiten (Grundrente) für den Besitzer bietet. Durch Verkauf oder Vermietung von Gebäuden hat diese Klasse in den meisten Fällen einen Wettbewerbsvorteil gegenüber anderen Nutzungen und kann diese verdrängen.

Die Summe aus *AF* und *LRF* entspricht der statistischen Angabe zur Landwirtschaftlichen Fläche (LF) ohne Grünland, das gesondert betrachtet wird. Wird Ackerfläche stillgelegt und es schließt sich eine Folgenutzung als *Grünland und Weideland* oder *Aufforstung* an, führt dies zu einer zusätzlichen Speicherung von Kohlenstoff im Boden und/oder in der Biomasse der Vegetation.

Die Landnutzungsclassen *Wald und Forst* beschreiben Flächen mit der Landbedeckung Wald, die forstwirtschaftlich genutzt werden. Schließlich fallen unter die *Statische Landnutzung* alle weiteren Nutzungen, die für die Fragestellung der Kohlenstoffspeicherung als unwichtig betrachtet werden. Dies sind beispielsweise Weinanbauflächen, Gewässer und Abbauflächen für Bodenschätze. Es wird davon ausgegangen, dass sich diese Nutzung während des Simulationszeitraums nicht verändert.

4.1.3 Zeitliche und räumliche Modellauflösung

Der Simulationszeitraum umfasst die Jahre 1990 – 2020, wobei 1990 das Bezugsjahr darstellt, für das die Startbedingungen der Simulation definiert werden. Der Zeitraum zwischen 1990 und 2000 wird als Bezugszeitraum bezeichnet. Er dient u.a. zur Validierung des Modells (siehe Abschnitt 4.5). Um die zeitliche Dynamik der räumlichen Entwicklung der Landnutzungsclassen erfassen zu können, arbeitet das Modell intern in Jahresschritten.

Vergleichbar zu den in ENGELEN ET AL. (2002) vorgestellten Modellansätzen, wird in *LUChesse* eine räumliche Skalenhierarchie mit zwei Ebenen eingeführt. Die obere Ebene wird als Makroebene bezeichnet und entspricht den RAUMIS-Kreisen. Dem Modell werden hier für jeden RAUMIS-Kreis Trendvorgaben über die Entwicklung der verschiedenen Landnutzungsclassen für den Simulationszeitraum vorgegeben. Damit ist es möglich, Unterschiede in der Entwicklung der Teilregionen in Hessen abzubilden. Nach *Lambin et al.* (2000) bezieht sich dieser Modellteil damit auf die Fragestellung „in welchem Umfang“ Landnutzungsänderungen stattfinden. Eine Beschreibung dieses „Makromodells“ gibt Abschnitt 4.2.

Die Mikroebene als untere Hierarchieebene wird aus einem gleichförmigen Raster aus 21.126 Zellen gebildet, welches das gesamte Untersuchungsgebiet abdeckt. Jede Rasterzelle ist entsprechend der Hierarchie eindeutig einem RAUMIS-Kreis zugeordnet. Neben einer Landnutzungsclassen besitzt sie Standorteigenschaften, welche die lokale Umwelt beschreiben. Die Größe der Rasterzellen beträgt 1 km² (1000 m x 1000 m) und stellt einen Kompromiss zwischen Detailgenauigkeit und der besonders für die Berechnung des Kohlenstoffkreislaufs mit *GIS-Century* benötigten Rechnerkapazität dar. Studien auf ähnlicher Skalenebene nutzen vergleichbare Rastergrößen (z. B. verwenden ENGELEN ET AL. (2002) für die Niederlande 500 m x 500 m Zellen). Die Mikroebene bezieht sich auf die Fragestellung nach dem Ort der Landnutzungsänderungen, die den Schwerpunkt des Modells darstellt.

4.1.4 Funktionsweise von LUCHesse

Abbildung 4.1 zeigt den konzeptionellen Aufbau und die Funktionsweise des Modells LUCHesse. Ausgehend von den Trendvorgaben auf Makroebene und der jeweils aktuellen Verteilung der Landnutzung auf Mikroebene wird in jedem Simulationszeitschritt ein Flächenbedarf der einzelnen Landnutzungsklassen für jeden RAUMIS-Kreis abgeleitet (Abschnitt 4.2.1).

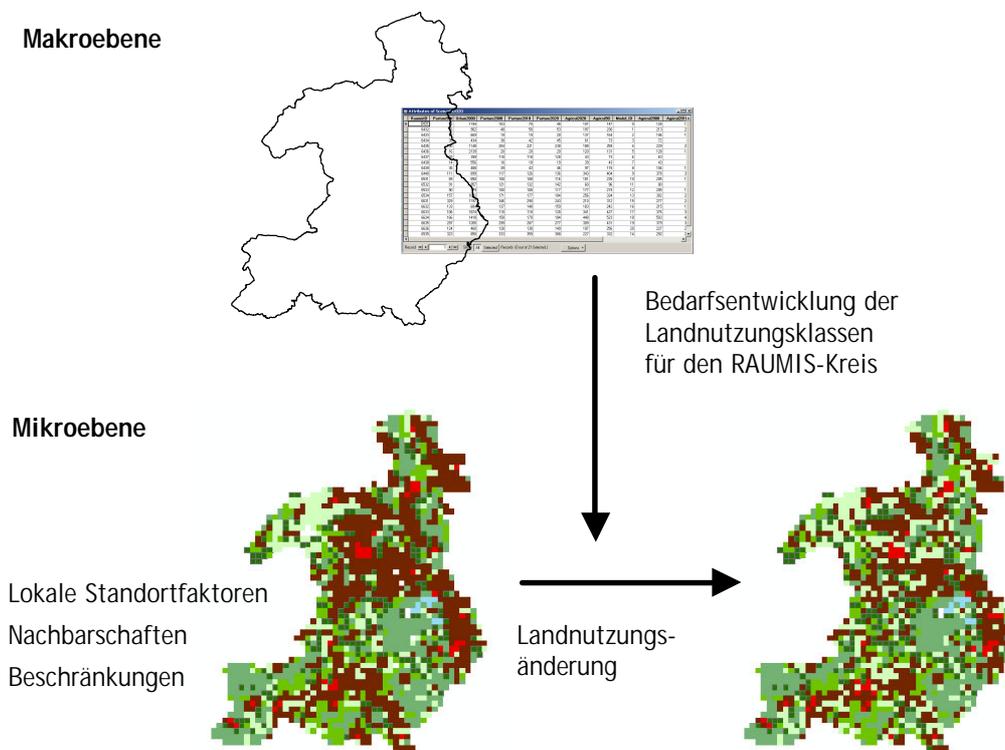


Abbildung 4.1: Konzeptioneller Aufbau und Funktionsweise des Landnutzungsmodells. LUCHesse arbeitet mit zwei räumlichen Skalenebenen, die in hierarchischem Zusammenhang stehen. Auf der Makroebene wird die zeitliche Entwicklung des Bedarfs der Landnutzungsklassen *Siedlung und Gewerbe*, *Ackerfläche* sowie *Grünland und Weideland* als Trend für jeden RAUMIS-Kreis vorgegeben. Die Mikroebene besteht aus einem Raster mit einer Zellgröße von 1 km², wobei jede Zelle durch eine Landnutzungsklasse und einen Satz von Standorteigenschaften definiert ist. Landnutzungsänderungen werden in Jahresschritten berechnet und basieren auf der Bewertung der lokalen Standorteigenschaften und Nachbarschaften sowie der Bedingung, dass der vorgegebene Bedarf mit den jeweils am besten geeigneten Zellen erfüllt wird.

Grundannahme des Modells ist, dass der Bedarf an einer Landnutzungsklasse auf der Mikroebene mit den vorhandenen räumlichen Ressourcen möglichst optimal erfüllt wird (MÖLLER ET AL., 1999a), d.h. die Landnutzung der am besten geeigneten Zellen wird entsprechend geändert. Diese Optimalbedingung wird dabei innerhalb der Teilmodelle von LUCHesse unterschiedlich starr gehandhabt. In jedem Zeitschritt wird dazu eine Eignungsbewertung der Rasterzellen durchgeführt, welche die lokalen Standorteigenschaften ebenso berücksichtigt wie die Landnutzung in der unmittelbaren Nachbarschaft, sowie die Konkurrenzfähigkeit der Landnutzungsklassen untereinander. LUCHesse leistet damit eine Zusammenführung der sozioökonomischen Ursachen der Landnutzungsänderung („underlying causes“, siehe Abschnitt 2.1.3), auf denen die Trendvorgaben der Makroebene letztendlich beruhen (Abschnitt 4.2), mit den räumlichen Gegebenheiten auf Mikroebene (Abschnitt 4.3).

4.2 Trendvorgaben und Flächenbedarf auf der Makroebene

4.2.1 Zeitliche Skalierung der Trendvorgaben

LUCHesse benötigt exogene Trendvorgaben für die flächenhafte Entwicklung der Landnutzungs-klassen *Siedlung und Gewerbe*, *Grünland und Weideland* und *Ackerfläche*. Diese Angaben werden für die drei Zehnjahreszeiträume 1991 – 2000, 2001 – 2010 und 2011 – 2020 vorgegeben, wobei der erste Zeitraum als Bezugszeitraum bezeichnet und für Validierungszwecke genutzt wird. Die Daten für den Bezugszeitraum beruhen auf der Hessischen Gemeindestatistik, während den Trends der nachfolgenden Zeiträume Szenarienannahmen zugrunde liegen (Szenarienzeiträume). Die Ablei-tung der Annahmen für ein Referenzszenario ist Thema von Kapitel 7.

Die Einteilung in drei Zeiträume orientiert sich am RAUMIS-Modell, dessen Simulationsergebnisse für den Agrarsektor Verwendung finden (Abschnitt 4.2.3) und für die Zeitpunkte 2010 und 2020 vorliegen. Da *LUCHesse* in Jahresschritten arbeitet, wird eine lineare zeitliche Skalierung der Trendvorgaben innerhalb eines jeden Zehnjahreszeitraums durchgeführt. Die Form, in der die Flächentrends vorgegeben werden und wie aus ihnen ein Bedarf generiert wird, unterscheidet sich in den verschiedenen Teilmodellen und wird in den folgenden Abschnitten beschrieben. Für die Verwaltung der Trendvorgaben und der Bedarfsberechnung ist das Szenariomodul des Modells verantwortlich (siehe Abschnitt 4.6).

Das Teilmodell für die Ausweisung von Aufforstungsflächen nutzt als einzige Ausnahme keine exogenen Flächenvorgaben. Vielmehr ergibt sich die Dynamik aus Rahmenbedingungen, die in-nerhalb des Teilmodells auf der Mikroebene definiert sind. Der „Bedarf“ wird gewissermaßen in-tern generiert. Die Arbeitsweise dieses Teilmodells wird in Abschnitt 4.4.5 erläutert.

4.2.2 Trendvorgaben und Bedarf für *Siedlung und Gewerbe*

Der Flächenzuwachs von Siedlungs- und Gewerbeflächen in einem Zehnjahreszeitraum wird für jeden RAUMIS-Kreis in der Flächeneinheit ha angegeben, wobei der generierte Bedarf gleich die-sen Vorgaben ist.

4.2.3 Trendvorgaben und Bedarf für den Agrarsektor

Trendvorgaben für die Entwicklung der Landnutzungsklassen *Ackerfläche* sowie *Grünland und Wei-deland* werden für jeden RAUMIS-Kreis in der Einheit km² vorgegeben. Während für *Ackerfläche* der Bedarf für ein Jahr jeweils gleich der linear skalierten Trendvorgabe ist, weicht das Teilmodell für Grünland von diesem starren Konzept ab, indem sein Bedarf als Differenz aus der Trendvorgabe und der im aktuellen Ist-Zustand vorhandenen *Grünland und Weideland* Fläche berechnet wird. Ist diese Differenz größer als Null, werden neue Zellen der Landnutzungsklasse *Grünland und Weide-land* zugeordnet. Bei einer Differenz kleiner oder gleich Null wird kein Bedarf generiert. Dieses Vorgehen trägt der großen räumlichen Abweichung zwischen statistischen bzw. Szenarienvoga-ben und CORINE-Daten Rechnung. Auf diese Problematik wird bei der Beschreibung des Teilmo-dells in Abschnitt 4.4.4 eingegangen.

4.2.4 Das RAUMIS-Modell

Die Flächentrends im Agrarsektor für 2010 und 2020 werden aus Simulationsläufen des agrarökonomischen Modells RAUMIS (HENRICHSMEYER ET AL., 1996; WEINGARTEN, 1996) abgeleitet. Da der Agrarsektor eine zentrale Rolle in den Betrachtungen spielt, soll hier ein kurzer Überblick über die RAUMIS zugrunde liegenden Konzepte gegeben werden. Zusätzlich sei hier nochmals auf die berechneten Ergebnisse des Referenzszenarios verwiesen. Die dort verwendeten RAUMIS Modellergebnisse beruhen auf Szenarienannahmen über die Fortführung der europäischen AGENDA 2000 Politik und werden in Kapitel 7 ausführlich vorgestellt.

Das Ziel der Entwicklung von RAUMIS war es, „ein Agrarsektormodell zu erstellen, mit dem zugleich die komplexen gegenseitigen Interdependenzen zwischen Landwirtschaft und Umwelt flächendeckend in möglichst tiefer regionaler Untergliederung abgebildet und analysiert werden können“ (WEINGARTEN, 1996). Ein agrarökonomisches Modell wird dabei mit einem System von Umweltindikatoren verknüpft, die den Bezug zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und ihrer Auswirkung auf die verschiedenen Umweltmedien abbilden (z.B. Nitratbelastung des Grundwassers oder potenzielle Bedeutung von landwirtschaftlich genutzten Flächen für den Arten- und Biotopschutz). RAUMIS dient zum einen der Ex-Post-Abbildung, d. h. zur Analyse der, in der Vergangenheit stattgefundenen Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt. Dadurch kann es als Datenbank bzw. Informationssystem genutzt werden. Zum anderen ist RAUMIS ein Instrument zur Vorausschätzung und Simulationsanalyse. Vorausschätzung beschreibt die erwartete Entwicklung wichtiger Modellgrößen unter Annahme einer unveränderten Politikausrichtung, z. B. Umsetzung der AGENDA 2000 (KLEINHANS ET AL., 1999), während eine Simulationsanalyse alternative Ausgestaltungen der politischen Vorgaben untersucht. Zeithorizont der Szenarien ist dabei das Jahr 2020.

Kernstück von RAUMIS ist ein regionalisiertes Lineares Programmiermodell (LP-Modell) für die landwirtschaftliche Nutzung, das diesen Bereich aktivitätsanalytisch differenziert und konsistent zur Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung (LGR) beschreibt. Das Wirtschaftsgebiet Bundesrepublik Deutschland ist in 326 Kreise unterteilt, wobei Stadtkreise mit benachbarten Landkreisen zusammengefasst sind. Jeder RAUMIS- Kreis wird als ein landwirtschaftlicher Betrieb (Regionshof) betrachtet, für den ein LP-Modell aufgestellt wird. Optimierungsgröße ist dabei die Produktionsstruktur des jeweiligen Betriebs.

Die aktivitätsanalytische Differenzierung erfolgt in den Bereichen Pflanzen- und Tierproduktion. In der Pflanzenproduktion werden 29 Produktionsverfahren unterschieden, die jeweils durch spezifische Koeffizienten für den Ertrag, die monetären und stofflichen Vorleistungen sowie für den Arbeitszeitbedarf definiert werden. Die Tierproduktion wird in 12 Verfahren unterteilt. Wechselwirkungen zwischen den Verfahren werden ebenfalls simuliert. Ein Beispiel für solche Wechselwirkungen ist die Verwendung der pflanzlichen Produktion zu Futterzwecken und die Verwertung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierproduktion im Pflanzenbau (JULIUS UND KREINS, 2003).

Das Referenzszenario (entsprechend einer Vorausberechnung im Sinne der RAUMIS Nomenklatur) nutzt für 2010 und 2020 von RAUMIS berechnete Flächentrends für die unterschiedlichen Verfahren der Pflanzenproduktion. Für *LUC*Hesse werden diese Verfahren in die beiden Bereiche *Grünland und Weideland* und *Ackerfläche* zusammengefasst.

4.3 Mikrodynamisches Teilmodell

4.3.1 Funktionsweise von Zellularautomaten

LUCHeSe nutzt Konzepte, die dem Feld der Zellularautomaten entliehen sind, erweitert diese allerdings dahin gehend, dass eine Einschränkung der Systemdynamik des Automaten stattfindet. In der Literatur sind ähnliche Konzepte unter der Bezeichnung „Constrained Cellular Automata“ zu finden (WHITE ET AL., 1997), wofür in dieser Arbeit bereits die Übersetzung „Zellularautomat mit Randbedingungen“ eingeführt wurde. Zur besseren Einordnung der implementierten Ansätze soll hier die Arbeitsweise herkömmlicher Zellularautomaten kurz umrissen werden.

Ein Zellularautomat (ZA) ist, angelehnt an WOLFRAM (1984), definiert als ein räumlich und zeitlich diskretes dynamisches System. Der Raum besteht aus einem regulären Raster von gleichförmigen identischen Zellen. Eine Änderung des Systemzustands erfolgt in diskreten Zeitschritten. Jede Zelle ist definiert durch ihren Zustand, der ein Element einer endlichen Menge von möglichen Zuständen ist. Zu Beginn der Simulation wird der Anfangszustand des Systems vorgegeben. Weiterhin ist es bei einem endlichen Raster notwendig, Randbedingungen an den räumlichen Systemgrenzen zu definieren. So verbindet beispielsweise ein geschlossenes System den rechten mit dem linken Rand, während in einem offenen System Randzellen weniger Nachbarzellen besitzen und entsprechend behandelt werden müssen.

Die Änderung des Zustands einer Zelle in einem Zeitschritt (von t nach $t+1$) erfolgt entsprechend eines lokalen Regelsystems und ist abhängig von ihrem eigenen Zustand und den Zuständen ihrer Nachbarzellen zum Zeitpunkt t . Zustandsübergänge erfolgen also quasi-simultan. Übergangsregeln können beispielsweise als System von einfachen Wenn-Dann-Regeln dargestellt werden. Das globale Systemverhalten wird demnach nicht etwa über ein Gleichungssystem umfassend beschrieben, sondern resultiert aus den lokal definierten Verhaltensweisen. Die Entwicklung des Systemzustands lässt sich in den meisten Fällen, außer durch Simulationsexperimente, nicht vorhersagen (WEIMAR, 1997). Zellularautomaten fallen somit in die Klasse der sich selbst organisierenden Systeme (MANSON, 2001), zu der auch agentenbasierte Modelle gehören.

Nachbarschaften und Übergangsregeln

Jede Rasterzelle steht mit den sie umgebenden Zellen in einer Nachbarschaftsbeziehung. Sowohl die Größe der Rasterzellen als auch die Art der betrachteten Nachbarschaft kann einen Einfluss auf die Dynamik des ZA ausüben. Bei einem zweidimensionalen rechteckigen Raster werden typischerweise *Von Neumann* und *Moore* Nachbarschaften unterschieden, die jeweils unterschiedliche Radien r besitzen können (Abbildung 4.2).

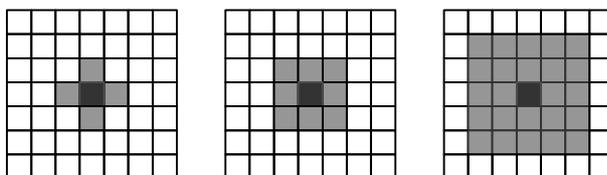


Abbildung 4.2: Von Neumann (links) und Moore Nachbarschaft mit $r = 1$ (Mitte); Moore Nachbarschaft mit $r = 2$ (rechts).

Die *Von Neumann* Nachbarschaft mit Radius $r = 1$ umfasst vier Nachbarzellen, während die *Moore* Nachbarschaft mit Radius $r = 1$ acht Nachbarzellen beinhaltet. Wird der Radius vergrößert, spricht man von erweiterten Nachbarschaften. Abbildung 4.2 zeigt eine erweiterte Moore Nachbarschaft mit dem Radius $r = 2$, die 24 Zellen umfasst.

Übergangsregeln definieren das dynamische Verhalten des Zellularautomaten. Ihre Formulierung ist abhängig von der Rastergeometrie, der Art der implementierten Nachbarschaft und den möglichen Zuständen einer Zelle. Die Übergangsregeln sind lokal für jede Zelle gültig und beschreiben die Zustandsänderung einer Zelle während eines Zeitschritts. In WEIMAR (1997) und WOLFRAM (1984) werden prinzipiell drei Arten von Regelsystemen unterschieden, wobei für den Bereich der Landnutzungsmodellierung eine vierte Variante eingeführt werden soll. Bevor Abschnitt 4.3.2 auf die Funktionsweise des von LUCHesse genutzten *Zellularautomaten mit Randbedingungen* eingeht, sollen die vier Varianten kurz beschrieben werden.

A) Direkte Spezifikation

Bei diesem Typus ist jeder Konfiguration aus Zuständen der Nachbarzellen und aktuellem Zustand der Basiszelle ein neuer Zustand zugeordnet. Gegeben sei ein eindimensionaler Zellularautomat mit den möglichen Zuständen 1 und 0. Ein System direkter Übergangsregeln könnte dann wie folgt aufgestellt werden:

$$\begin{array}{cccc} (0,0,0) \rightarrow 0 & (0,0,1) \rightarrow 1 & (0,1,0) \rightarrow 0 & (0,1,1) \rightarrow 1 \\ (1,0,0) \rightarrow 0 & (1,0,1) \rightarrow 1 & (1,1,0) \rightarrow 1 & (1,1,1) \rightarrow 0 \end{array}$$

B) Totalistische Regeln

Die klassische Theorie der Zellularautomaten (Zustände 1 und 0) begreift unter einem totalistischen Regelsystem eine Menge von Übergangsregeln, die nur von der Summe der Zustände der Nachbarzellen abhängig ist. Erweiterte totalistische Regelwerke („*outer-totalistic*“) betrachten zusätzlich den Zustand der Basiszelle. In vielen Fällen fließt nicht die Summe, sondern die Anzahl der Nachbarzellen, die sich in einem bestimmten Zustand befinden, neben dem aktuellen Zustand der Basiszelle in die Regeln ein. Ein Beispiel für ein solches Regelsystem in der Landnutzungsmodellierung findet sich in DE KOK ET AL. (2001). Es berechnet die Anziehungs- bzw. Abstoßungskräfte der Landnutzungsklassen in der Nachbarschaft auf die Eignung einer Zelle für bestimmte Landnutzungsklassen.

C) Regeln mit Übergangswahrscheinlichkeiten

Dieser Regeltypus definiert nicht ein eindeutiges Ergebnis für jede Konfiguration, sondern gibt Wahrscheinlichkeiten für eine Zustandsänderung der Basiszelle unter den jeweiligen Gegebenheiten an. Die Summe der Wahrscheinlichkeiten für das Erreichen aller definierten Zustände muss für jede mögliche Konfigurationen von Nachbarzellen 1 ergeben. Anwendungen in der Landnutzungsmodellierung wurden bereits in Abschnitt 2.2.3 beschrieben.

D) Regeln zur Abbildung von Entscheidungsprozessen

Neben diesen Ansätzen werden in der Landnutzungsmodellierung auch Methoden der „Entscheidungstheorie“ zur Formulierung von Übergangsregeln zwischen verschiedenen Landnutzungen verwendet. Auch hier sei wieder auf Abschnitt 2.2.3 verwiesen. Diese Ansätze sind nicht datengetrieben, sondern spiegeln Expertenwissen wider. Hier knüpft LUCHesse mit der Implementierung seines Regelwerks an.

4.3.2 Funktionsweise des Zellularautomaten mit Randbedingungen und Einführung des Prozessbegriffs

Im Sinne der Theorie der Zellularautomaten besitzt jede Rasterzelle der Mikroebene von *LUCHesse* in jedem Zeitschritt der Simulation einen eindeutigen Zustand. Der Raum möglicher Zustände einer Zelle ist determiniert durch die Menge der möglichen Landnutzungsklassen (siehe Abschnitt 4.1). Der wesentliche Unterschied des implementierten *Zellularautomaten mit Randbedingungen* zu den herkömmlichen Zellularautomaten liegt darin, dass sich die Systemdynamik nicht mehr allein aus den lokalen Übergangsregeln ergibt, sondern durch eine exogene Einflussgröße gesteuert wird. Im vorliegenden Fall ist dies der auf Ebene der RAUMIS-Kreise für einen Zeitschritt aus Trendvorgaben generierte Flächenbedarf für Landnutzungsklassen.

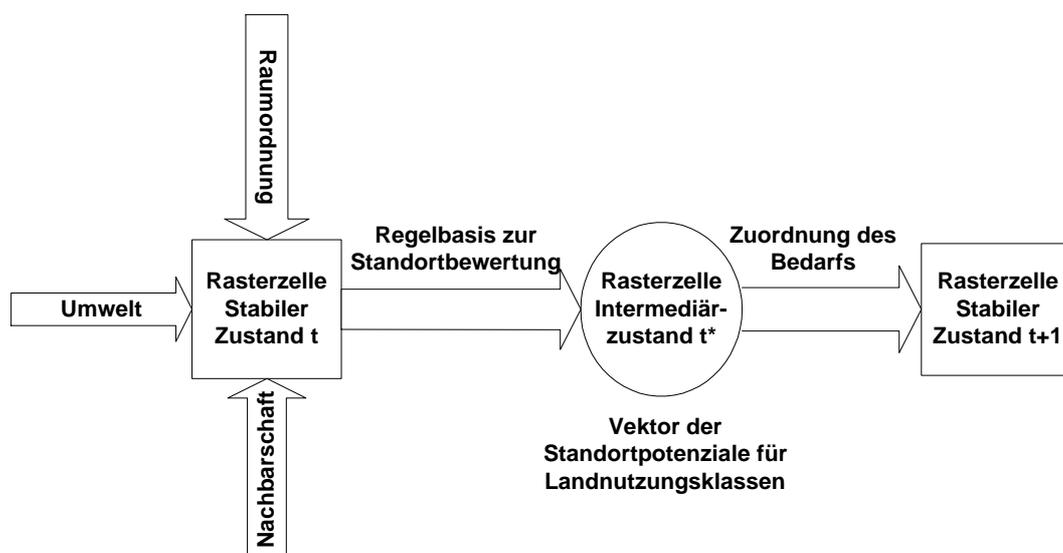


Abbildung 4.3: Zustandsdiagramm für eine Rasterzelle im *LUCHesse* Modell. Die Menge der möglichen Zustände ist durch die Landnutzungsklassen vorgegeben.

Die Arbeitsweise des ZA *mit Randbedingungen* von *LUCHesse* soll am Beispiel des Zustandsdiagramms in Abbildung 4.3 näher erläutert werden. In einem regulären Zellularautomaten wird in einem einstufigen Verfahren in jedem Zeitschritt von einem stabilen Anfangszustand (t) der neue stabile Zustand der Zelle (t+1) anhand der lokalen Übergangsregeln berechnet. Das Konzept von *LUCHesse* führt zusätzlich einen Intermediärzustand t* ein. Eine Zustandsänderung wird in zwei Teilschritten berechnet. Im ersten Schritt wird mit Hilfe eines Regelsystems eine Bewertung der Standorteignung der Rasterzelle für die einzelnen Landnutzungsklassen durchgeführt. In diese Bewertung fließen die lokalen Standorteigenschaften ebenso ein wie die aktuelle Landnutzungs-klasse (Zustand der Rasterzelle im Zeitschritt t) und die Zustände der Nachbarzellen. Ergebnis ist ein Vektor, dessen Elemente das Standortpotenzial einer Zelle für die einzelnen Landnutzungs-klassen beschreiben. Der zweiten Teilschritt weist jeder Zelle einen neuen stabilen Zustand, also eine Landnutzungs-klasse für den Zeitschritt t+1, zu. Hier findet die Kopplung zwischen Makro- und Mikroebene statt. Der auf der Makroebene vorgegebene Bedarf an einer Landnutzungs-klasse wird auf die Zellen mit dem jeweils besten Standortpotenzial verteilt.

Ein Prozess besteht jeweils aus den Teilen Standortbewertung und Bedarfszuordnung, die aufeinander abgestimmt sind. Er beschreibt die räumliche Entwicklung jeweils einer Landnutzungs-klasse. Entsprechend dieser Definition implementiert *LUC*Hesse die Prozesse *Siedlungs- und Gewerbe-flächenentwicklung*, *Entwicklung von Ackerfläche*, *Entwicklung von Grünland/Weideland* sowie *Entwicklung von Aufforstungsflächen* als Teilmodelle. Die einzelnen Prozesse wiederum werden in jedem Zeitschritt in einer definierten Reihenfolge ausgeführt, wodurch eine Zuordnungshierarchie entsteht, welche die relative Konkurrenzkraft der Landnutzungs-klassen untereinander ausdrückt. Die folgenden Abschnitte gehen genauer auf die beiden beschriebenen Teilschritte ein.

4.3.3 Anfangs- und Randbedingungen, Nachbarschaftsbeziehungen

Ausgangspunkt der Simulation ist die Verteilung der Landnutzung in Hessen im Jahr 1990. Jeder Zelle ist dabei eine Landnutzungs-klasse als Zustandsvariable sowie eine Menge von Standortei-genschaften zugewiesen.

Da das Modellgebiet räumlich endlich und unregelmäßig geformt ist, ergibt sich für die Zellen an den Rändern ein besonderes Problem bei der Regelerstellung. Bisher werden pragmatisch bei der Betrachtung von Nachbarschaften lediglich die Zellen innerhalb des Modellgebiets betrachtet. Randzellen besitzen demnach eine unvollständige Nachbarschaft. Gesonderte Regeln sind nicht implementiert. Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den Zellen sind durch eine *Moore* Nachbar-schaft mit Radius $r = 1$ gegeben - jede Zelle hat also acht Nachbarn. Damit liegt das Modell im Rahmen anderer Studien, die Einflussreichweiten zwischen 600 m und 2,5 km betrachten (ENGELEN ET AL., 2000; VERBURG ET AL., 2002). Prinzipiell erlaubt der Modellaufbau auch weiter gefasste Nachbarschaften zu berücksichtigen. Da die in *LUC*Hesse verwendeten Übergangsregeln auf empi-rischem Expertenwissen basieren und nicht als funktionaler Ausdruck formuliert sind, ist es je-doch schwierig, den Einfluss von Entfernungen auf Nutzungsänderungen, z. B. über die numeri-sche Kalibrierung von Modellparametern (STRAATMAN ET AL., 2001) zu quantifizieren.

4.3.4 Standortbewertung

Die Analyse der Standorteignung erfolgt in einem dreistufigen Verfahren unter Berücksichtigung der lokalen Standorteigenschaften (lokale Standorteignung), des aktuellen Zustands der Rasterzelle (zulässige Landnutzungsänderungen) und den Zuständen der Zellen in der *Moore* Nachbarschaft (Nachbarschaftsanalyse). Grundlegende Idee dieser Vorgehensweise ist die Nutzung von Expertenwissen, um ein System zur Bewertung der Eignung einer Rasterzelle für die verwendeten Landnutzungs-klassen zu formulieren. *LUC*Hesse implementiert eine sechsstufige ordinale Bewertungsskala, angelehnt an das Bewertungsschema in MARKS ET AL. (1989) für die Gesamtbewertung:

- Nicht nutzbar (0,0),
- Sehr geringe Eignung (0,2),
- Geringe Eignung (0,4),
- Mittlere Eignung (0,6),
- Gute Eignung (0,8),
- Sehr gute Eignung (1,0).

Die Gesamtbewertungen der Standortpotenziale der Rasterzelle für alle Landnutzungsklassen wird in einen Ergebnisvektor abgelegt, der als Grundlage für die Bedarfszuordnung dient. Im Folgenden soll noch einmal genauer auf die drei Stufen der Standortbewertung eingegangen werden.

1) Lokale Standorteignung

Die erste Stufe der Standortbewertung berechnet auf Grundlage der lokalen Standorteigenschaften für jede Landnutzungsklasse das Standortpotenzial, wobei die Umsetzung des Bewertungsschemas ebenso wie die betrachteten Standortfaktoren in den einzelnen Prozessen sehr unterschiedlich formuliert sein können.

2) Zulässige Landnutzungsänderungen

LUCHeSSe legt in einer Matrix fest, in welche anderen Landnutzungsklassen eine bestehende Landnutzungsklasse geändert werden kann. MERTENS UND LAMBIN (2001) sprechen in diesem Zusammenhang von Trajektorien der Landnutzungsänderung. So ist es unwahrscheinlich, dass Siedlungsfläche in Landwirtschaft oder Grünland umgewandelt wird, selbst wenn ein hoher Bedarf an der entsprechenden Nutzung vorhanden ist. In der hier beschriebenen Version unterscheidet LUCHeSSe zwischen den Stufen: „Änderung ist zulässig“ und „Änderung ist nicht zulässig“. Ist eine Änderung nicht zulässig, wird das Standortpotenzial der Rasterzelle für die entsprechende Landnutzungsklasse als „Nicht nutzbar“ eingestuft.

3) Nachbarschaftsanalyse

In Ergänzung zur lokalen Standortbewertung wird die Eignung einer Rasterzelle für eine Landnutzungsklasse bei der Nachbarschaftsanalyse in ihrem räumlichen Kontext bewertet. Diese Bewertung ist optional. Spielen Nachbarschaftsbeziehungen für die Eignung keine Rolle, werden sie durch den zuständigen Prozess nicht berücksichtigt. Grundlage für jede Zelle ist eine Liste mit den Landnutzungsklassen ihrer acht Nachbarzellen (*Moore* Nachbarschaft). Die räumliche Verteilung fließt nicht in die Bewertung ein; lediglich die Anzahl von Zellen einer Landnutzungsklasse in der Nachbarschaft wird betrachtet.

4.3.5 Zuordnung von Landnutzungstypen – die Prozesshierarchie

Die Prozesse werden in jedem Zeitschritt der Simulation in einer vorgegebenen Reihenfolge ausgeführt. Diese Reihenfolge ist während des Simulationslaufs nicht veränderbar. Wird die Nutzung einer Rasterzelle während eines Zeitschritts durch einen Prozess geändert, ist sie für die folgenden Prozesse gesperrt. Durch diese Vorgabe entsteht eine Hierarchie, welche ein Ausdruck für die Konkurrenzkraft der Landnutzungsklassen untereinander ist.

4.4 Modellierung der Prozesse in Hessen

4.4.1 Datengrundlage für das Bundesland Hessen

Um die Prozesse in *LUCHesse* möglichst transparent und nachvollziehbar zu beschreiben, verwendet das Modell eine begrenzte Anzahl von Standorteigenschaften für die Bewertung, die aus der digitalen Kartengrundlage abgeleitet oder direkt übernommen werden können. Thema dieses Abschnitts ist die Verwendung der in HILLS bereitgestellten Datenbasis, die in Kapitel 3 vorgestellt wurde. Das Modell benötigt räumliche Eingangsdaten für folgende Bereiche:

- Landnutzung im Bezugsjahr,
- Ertragsklasse der Bodengruppe,
- Hangneigungsklasse,
- Anteil der Besiedlung einer Rasterzelle (Siedlungsdichte),
- Anteil der Nutzung als Naturschutzgebiet.

Der Zustandsraum einer Rasterzelle ist definiert durch die Menge der in 4.1.2 vorgestellten Landnutzungsklassen. Für das Bezugsjahr 1990 wird die räumliche Landnutzung aus dem auf 1000 m x 1000 m gerasterten CORINE Datensatz abgeleitet. Anhang B gibt einen detaillierten Überblick über die Zuordnungsvorschrift für die 44 CORINE Landbedeckungsklassen zu den Landnutzungsklassen von *LUCHesse*. Alle CORINE Klassen, die thematisch mit Siedlung, Gewerbe und Verkehr zusammenhängen, werden in der Landnutzungsklasse *Siedlung und Gewerbe* zusammengefasst. Laubwald, Nadelwald und Mischwald werden zur Landnutzungsklasse *Wald und Forst* aggregiert. Während dieses Vorgehen eindeutig zu begründen ist, bestehen Probleme bei der Zuordnung der CORINE Mischnutzungsklassen „Mosaikflächen aus Ackerbau und Grünlandnutzung“ sowie „Grünland und naturnahe Flächen“. Vereinfachend werden letztere zusammen mit der CORINE Klasse „Grünland“ der Landnutzungsklasse *Grünland und Weide* zugewiesen. Zusammen mit der CORINE Klasse „Ackerbau“ werden dann die Mosaikflächen in der Landnutzungsklasse *Landwirtschaftliche Restfläche* zusammengefasst. Eine Zuordnung der tatsächlich genutzten *Ackerfläche* und damit eine Berücksichtigung der Trendvorgaben findet durch den zuständigen Prozess statt. Alle anderen CORINE Klassen werden als statische Nutzungen betrachtet.

Bodengruppe bzw. Ertragsklasse für jede Rasterzelle werden direkt aus der HILLS Datenbasis übernommen. Auch die Daten über die mittlere Hangneigung stehen in dieser Datenbasis zur Verfügung. Abschnitt 4.4.2 beschreibt die Vorgehensweise bei der Bildung von Hangneigungsklassen und bei der Herleitung des Standortpotenzials für unterschiedliche Landnutzungsklassen aus diesen beiden Standorteigenschaften.

Darüber hinaus wird für jede Rasterzelle der Anteil der als Siedlung und Gewerbe genutzten Fläche als Siedlungsdichte (0,0 – 1,0), vorgegeben (ein Anteil von 50 % entspricht damit einer Siedlungsdichte von 0,5). Diese Daten werden aus dem CORINE Datensatz mit 100 m x 100 m Rasterung abgeleitet. Mit diesem Vorgehen können kleinere Siedlungs- und Gewerbeflächen, die sonst durch die Rastergröße „verloren“ gehen würden, erfasst werden. So wird berücksichtigt, dass sich im 1 km²-Datensatz von CORINE lediglich 56 % der auf 100 m erfassten Siedlungsfläche wiederfinden. Ebenso wie die Angaben zum Anteil der Naturschutzfläche einer Rasterzelle können diese Daten direkt aus der HILLS Datenbasis entnommen werden.

4.4.2 Bewertung der Standorteigenschaften Boden und Hangneigung

In diesem Abschnitt wird das Verfahren zur Berechnung der Ertragsklasse aus der digitalen Bodenkarte sowie das Vorgehen bei der Klassifizierung der Standorteigenschaft Hangneigung vorgestellt. Beides spielt eine zentrale Rolle in der Bewertung des Standortpotenzials einer Rasterzelle für die verschiedenen Landnutzungsklassen.

Die Methode zur Bewertung der Ertragsklasse von Böden bezieht sich auf die Eignung eines Standorts für die Produktion von Biomasse und ist Teil der Methodenbank FIS⁶ Boden/Bodenschutz des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 1997). Nach MARKS ET AL. (1989) wird dieses „biotische Ertragspotenzial“ bestimmt durch die Faktoren Boden, Klima und Relief. Die FIS Bewertung betrachtet dabei lediglich zwei Parameter:

- Nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (nFK-DB),
- potenzieller Grundwassereinfluss, abgeleitet aus dem Grundwasserflurabstand.

Die Bewertung erfolgt unabhängig von Form und Intensität der Bewirtschaftung und getrennt für die Nutzungsklassen Grünland, Ackerland und Wald in fünf Klassen (Tabelle 4.1). Für diese Arbeit liegen räumlich aufgelöste Bewertungsdaten nur für die Nutzung als Ackerland vor. Die hier vorgestellten Bewertungen für Wald und Grünland basieren daher nicht direkt auf einer Auswertung von Bodenparametern. Vielmehr wurden sie mit Hilfe der Dokumentation der FIS Methode zu den Ackerbewertungen in einen relativen Bezug gesetzt. Grünland besitzt dabei ein weiter gefasstes Spektrum an geeigneten Standorten als Ackerland, während die Bewertungen für Wald weitgehend mit den Bewertungen für Ackerland übereinstimmen. Eine Ausnahme findet sich lediglich in der Bewertung als „mittlere Eignung“. Dieser Zusammenhang gilt jedoch nur für bestehende Waldflächen. Für die Eignung einer Ackerfläche als Aufforstungsfläche ist die Betrachtung weiterer Randbedingungen notwendig (Abschnitt 4.4.5).

Tabelle 4.1: FIS Bodenertragsklassen für die Nutzungen Ackerland, Grünland und Wald. Die Bewertungen für Grünland und Wald wurden auf Basis der Methodendokumentation aus der Ackerbewertung hergeleitet.

Ackerland	Grünland	Wald
Sehr gering (1)	2	1
Gering (2)	3	2
Mittel (3)	3,5	3,5
Hoch (4)	4	4
Sehr hoch (5)	5	5

Die Bewertung der Standorteigenschaft „mittlere Hangneigung“ einer Rasterzelle orientiert sich ebenfalls an dem in MARKS ET AL. (1989) vorgestellten Bewertungsschema und ist in Tabelle 4.2 dargestellt. Bei der Ackernutzung spielt die Hangneigung insbesondere im Hinblick auf eine Limitierung des effizienten Einsatzes von landbaulichen Maschinen eine wichtige Rolle.

⁶ Abkürzung für *Fachinformationssystem*

Tabelle 4.2: Gruppierung der Hangneigung [°] in fünf Hangneigungsklassen und Bewertung dieser Standorteigenschaft für die Nutzungsklassen Ackerbau, Grünland und Wald nach MARKS ET AL. (1989).

Klasse	Hangneigung	Ackerbau	Grünland	Wald
1	0° – 2°	5	5	5
2	> 2° – 7°	4	4,5	4,5
3	> 7° - 15°	2	4	4
4	> 15° - 35°	NULL	2	3,5
5	> 35°	NULL	1	2

Marks unterscheidet fünf Hangneigungsklassen, wobei Klasse fünf in Hessen nicht vorkommt. Die Bewertung umfasst als weitere Stufe „NULL“, die aussagt, dass eine Zelle für die entsprechende Nutzung nicht geeignet ist. Sie bildet damit einen Filterfaktor, der diese Zelle von bestimmten Nutzungen ausschließt.

4.4.3 Das Teilmodell Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung

Theoretische Grundlagen der Modellbildung

Die Hessische Gemeindestatistik weist zwischen 1990 und 2000 ein Wachstum der für Siedlungs- und Gewerbe Zwecke genutzten Fläche von 1492 km² auf 1692 km² aus (HSL, 1991; HSL, 2003). Trotz der prognostizierten Abnahme der Bevölkerung um 2,8% zwischen 1999 und 2020 (LANDESENTWICKLUNGSPLAN, 2000) ist mit einer weiteren Zunahme des Flächenbedarfs zu rechnen. Dies wird durch anhaltende Wanderungsbewegungen aus den Kernstädten in periphere Lagen (Außenbezirke) und tendenziell steigendem Wohnraumspruch der Bevölkerung begründet (siehe auch Kapitel 7). Innerhalb Hessens gibt es zudem große regionale Disparitäten beim Siedlungswachstum, z. B. zwischen der Rhein-Main Region und dem dünn besiedelten Mittelhessen, die bei der Formulierung der Flächentrends für die RAUMIS-Kreise abgebildet werden. Damit werden implizit auch Wanderungsbewegungen hin zu den Ballungszentren mit hohem Arbeitsplatzpotenzial erfasst. Auf der Mikroebene simuliert der Prozess bzw. das Teilmodell *Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung* die räumliche Ausbreitung dieser Flächen in den RAUMIS-Kreisen.

Der Siedlungsraum in *LUChesse* ist unterteilt in urbane und ländliche Räume (ANTHROP, 2000; HMWVL, 2000), die sich wesentlich in der Dynamik ihrer Entwicklung unterscheiden (BBR, 2000). Die Entwicklung von urbanen Räumen kann vereinfacht durch konzentrische Strukturen um einen Stadtkern herum beschrieben werden, die zusätzlich durch Entwicklungsachsen entlang von Infrastruktureinrichtungen (Straßen, Flüsse) überprägt sind (FRITSCH, 2002). Die heutige Form der Städte ist demnach als Resultat von landschaftlichen, kulturellen und politischen Faktoren zu sehen (ANTHROP, 2000). In Abbildung 4.4 lassen sich diese Strukturen in der Region Kassel sehr gut erkennen: Kernräume der Städte, die von weniger dicht besiedelten Flächen umgeben sind.

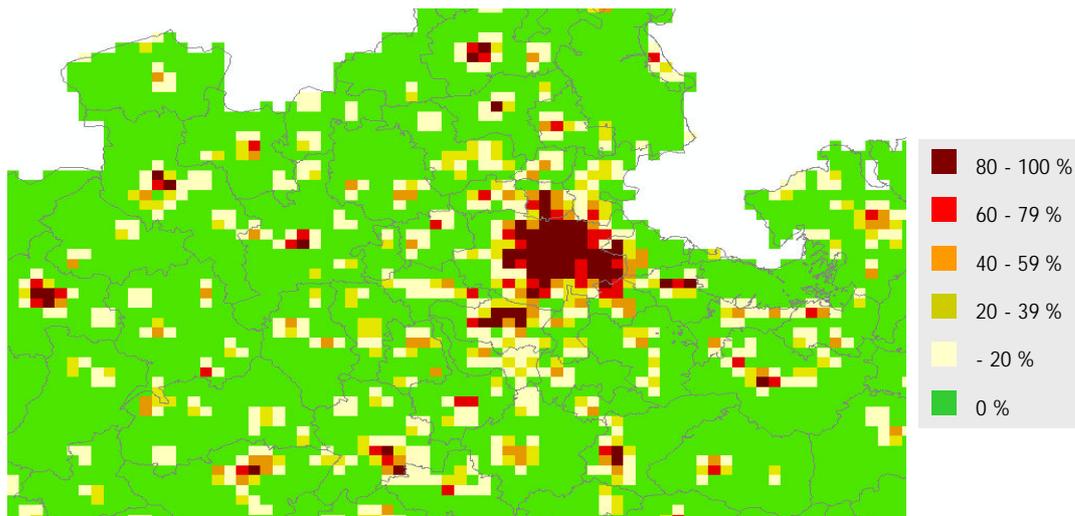


Abbildung 4.4: Aus CORINE (1990) berechneter Anteil der besiedelten Fläche der Rasterzellen (1 km²) der Mikroebene im Großraum Kassel. Dicht besiedelte Kernräume sind von weniger dicht besiedelten Flächen umschlossen.

Die Ausbreitung der Verdichtungsräume geschieht in einem dispersen Prozess (BBR, 2000). Gründe sind in der Wanderung der Bevölkerung und der Betriebe des produzierenden Gewerbes ins nähere Umland auch über die politischen Stadtgrenzen hinaus zu finden. Dies fördert eine zunehmende Verstädterung dieser Räume und wird in der Literatur (u.a. ECKART, 2001) als Suburbanisierungsprozess bezeichnet.

Für den ländlichen Raum sieht BBR (2000) unterschiedliche Entwicklungstendenzen. Zum einen werden ländliche Räume, die in der Nähe von Verdichtungsräumen liegen, eine zunehmende Verstädterung erfahren (siehe Suburbanisierung). Zum anderen werden periphere Regionen nur ein geringes Wachstum aufweisen und auch in der Zukunft weiterhin unter der Abwanderung von qualifizierten Arbeitskräften leiden.

Umsetzung im Modell

Obwohl die Dynamik der Entwicklung von Siedlungs- und Gewerbeflächen nicht den Kern dieser Arbeit darstellt, ist sie von entscheidender Bedeutung für die räumliche Ausprägung von Landnutzungsmustern, da einmal besiedelte Flächen in der Regel nicht zurück in andere Landnutzungen konvertiert werden. Aufgrund der höheren Rentabilität von Bauland gegenüber landwirtschaftlicher Nutzung (FRITSCH, 2002) steht der Prozess „Siedlungsentwicklung“ auf oberster Stufe der Prozesshierarchie und prägt damit die räumliche Verteilung und Entwicklung der restlichen Landnutzungsklassen in starkem Maße.

Informationen zu Siedlung und Gewerbe auf Ebene der Rasterzellen finden sich in der Zustandsvariable (Landnutzungs-kategorie) und in der Siedlungsdichte. Nur die erst genannte Information ist nach außen hin, d.h. in der HILLS Datenbasis für die *LUChesse* Simulationsergebnisse (siehe Kapitel 6) sichtbar. Die Angabe zur Siedlungsdichte stellt die interne Entwicklung einer Zelle dar. In jedem Zeitschritt entscheidet *LUChesse* darüber, in welchen Rasterzellen ein Wachstum von Siedlungs- und Gewerbefläche stattfindet (Standortbewertung) sowie über den Umfang der zugeordneten Fläche (Zuordnung).

Standortbewertung

Die Trennung zwischen ländlichen und urbanen Räumen findet sich im Modell wieder, indem jede Rasterzelle, die eine Siedlungsdichte größer als Null besitzt, aufgrund von festgelegten Kriterien einem dieser Räume zugewiesen wird. Die Zuordnung neuer Siedlungs- und Gewerbefläche beschränkt sich auf diese Zellen und damit auf die Erweiterung der bereits im Bezugsjahr vorhandener Strukturen. Eine Berücksichtigung von Entwicklungsachsen findet nicht statt.

Rasterzellen urbaner Räume befinden sich in direkter Nachbarschaft zu bestehenden Siedlungszellen oder gehören selbst dieser Landnutzungsklasse an. Die Einbeziehung dieser Zellen in den Wachstumsprozess geht einher mit den Zielen der Raumordnung in Hessen, bereits vorhandene bebaute Flächen weiter zu verdichten und intensiver zu nutzen, um einem unkontrollierten Flächenwachstum und damit dem Prozess der Disurbanisierung entgegen zu wirken (HMWVL, 2000). Alle verbleibenden Rasterzellen mit vorhandenem Siedlungsanteil werden dem ländlichen Raum zugeordnet.

Prinzipiell können Rasterzellen der Landnutzungsklassen *AF*, *LRF* sowie *Grünland und Weideland in Siedlung und Gewerbe* umgenutzt werden, eine Konversion von Wald ist hingegen nicht zulässig. Dieser Bestandsschutz lässt sich aus dem HMWVL (2000) ableiten, nach dem eine Bebauung von Flächen zu vermeiden ist, die als Siedlungsflächen „aus Gründen mangelnder Infrastrukturversorgung oder zur Erhaltung der natürlichen Ressourcen, des Natur-, Klima- und Landschaftsschutzes u. ä. ungeeignet sind“.

Weitere Ausschlusskriterien (Filterfaktoren) finden sich in Raumordnungsvorgaben und Limitierungen bezüglich der mittleren Hangneigung einer Rasterzelle. Beinhaltet eine Rasterzelle einen Flächenanteil von mehr als 50 % an Naturschutzflächen, kann die Siedlungsdichte nur bis auf einen Wert von 0,49 wachsen und die Landnutzungsklasse der Zelle kann nicht verändert werden. Auch dies kann durch die angesprochene Bestandsschutzregelung des Landesentwicklungsplans begründet werden. Im Hinblick auf die Hangneigung als limitierender Faktor geht u.a. FRITSCH (2002) davon aus, dass eine Hangneigung von $> 10^\circ$ negative Auswirkungen auf die Siedlungsentwicklung hat (teure Infrastruktur, Hangrutschungen). Für die Bewertung der Hangneigung wird das für die anderen Nutzungen eingeführte Klassensystem verwendet, auch um mit anderen Prozessen konsistent zu bleiben. Hangneigungsklasse drei ($> 7^\circ - 15^\circ$) führt zu einer Einschränkung der Nutzung, während die Klassen 4 und 5 eine Nutzung der Rasterzelle als *Siedlung und Gewerbe* ausschließen.

Bedarfszuordnung

Der Siedlungsbedarf für einen Simulationsschritt wird für jeden RAUMIS-Kreis auf Makroebene in der Maßeinheit *ha* vorgegeben. Das Modell nutzt für die Zuordnung ein zweistufiges Verfahren. In der ersten Stufe wird über den Modellparameter *SRATIO* für jeden RAUMIS-Kreis der Anteil des Bedarfs festgelegt, der an die urbanen Zellen zugewiesen wird, wobei der Rest an die Zellen im ländlichen Raum fällt. Der zweite Schritt definiert den Schlüssel, nach dem einer individuellen Rasterzelle in der jeweiligen Gruppe Siedlungsfläche zugewiesen wird. Hier besteht die Möglichkeit, entweder ein uniformes Wachstum der Siedlungsfläche aller Zellen eines RAUMIS-Kreises oder ein Wachstum proportional zum Anteil der bestehenden Siedlungsfläche der Rasterzelle an der Gesamtsiedlungsfläche des RAUMIS-Kreises zu simulieren. Die Auswahl einer dieser beiden Möglichkeiten der Bedarfszuordnung geschieht über den Parameter *GSELECT*. Der Einfluss beider

Parameter auf die Simulationsergebnisse wird Abschnitt 4.5.4 verdeutlicht.

Das Wachstum der Siedlungsfläche einer Zelle berechnet sich, indem neu zugewiesene Fläche zur bereits vorhandenen addiert wird. Eine Zelle, deren Siedlungsdichte den Wert 0,5 überschreitet, ändert ihre Zustandsvariable in die Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe*, wodurch sie auch außerhalb des Modells „sichtbar“ wird. Überschreitet der Anteil den in SGRENZ festgelegten Wert von 65 %, wird der Zelle im nächsten Zeitschritt keine Siedlungsfläche mehr zugewiesen, es findet keine weitere Verdichtung des Siedlungsraums statt. Die Grundeinstellung für diesen Parameter (SGRENZ = 0,65), ergibt sich aus der Auswertung der CORINE Daten für 1990 und stellt die mittlere Siedlungsdichte der dort vorhandenen Rasterzellen mit der Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe* dar (Abschnitt 4.5.4).

Exemplarische Sensitivitätsanalyse für das Teilmodell „Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung“

In einer exemplarischen Sensitivitätsanalyse wird die Auswirkung einer Änderung des Parameters SGRENZ auf die Anzahl der neu entstehenden Zellen mit der Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe* Zellen während des Simulationszeitraums 1990 und 2020 untersucht. Als exogene treibende Kräfte werden die Einstellungen (Bedarf an Siedlungsfläche und Parameter) für das Referenzszenario, das in Kapitel 7 vorgestellt wird, verwendet. SGRENZ variiert dabei zwischen 0,5 und 0,95, wobei auch die Parametergrundeinstellung (SGRENZ = 0,65) berücksichtigt wird. Der Parameter begrenzt die weitergehende bauliche Verdichtung bereits bestehender Siedlungs- und Gewerbeflächen und ist damit eine räumliche Puffergröße für die in einem Zeitschritt neu zugewiesenen Flächen. Die untere Grenze bedeutet, dass bei bestehenden und neu entstehenden Siedlungsflächen (ab einer Siedlungsdichte von 0,5) keine weitere Verdichtung stattfindet. Demgegenüber spiegelt die obere Grenze eine Situation wider, in der bestehende Siedlungs- und Gewerbeflächen in hohem Maße weiter entwickelt werden, also „Nutzungsdruck“ von weniger stark genutzten Flächen genommen wird. Abbildung 4.5 zeigt die Ergebnisse der Studie.

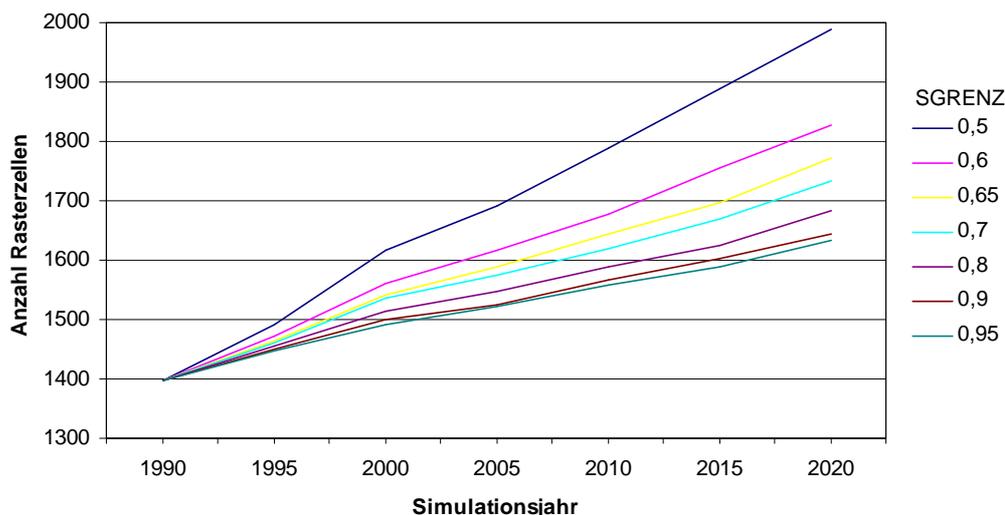


Abbildung 4.5: Sensitivitätsanalyse des Parameters SGRENZ (Variation zwischen 0,5 und 0,95). Entwicklung der Anzahl von Rasterzellen der Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe* für den Szenarienzeitraum unter den Annahmen des Referenzszenarios für unterschiedliche Parameter-einstellungen.

Es zeigt sich, dass eine Änderung des Parameterwerts einen direkten Einfluss auf die Anzahl der Rasterzellen hat, deren Landnutzung sich im Simulationszeitraum hin zu *Siedlung und Gewerbe* ändert. Während ein Parameterwert $SGRENZ = 0,5$ eine Nutzungsänderung von 593 Zellen nach sich zieht, werden bei $SGRENZ = 0,95$ lediglich 236 neue Siedlungs- und Gewerbezellen angelegt. Für die aus dem CORINE Datenbestand geschätzte Standardeinstellung $SGRENZ = 0,65$ liegt die Änderung bei 376 Rasterzellen. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit dem Bild des Pufferspeichers, der durch eine stärkere Verdichtung bestehender Siedlungsflächen den räumlichen „Druck“ neu entstehender Siedlungs- und Gewerbeflächen auf die anderen Landnutzungsklassen dämpft. Weiterhin zeigt sich daran ein direkter Einfluss des untersuchten Parameters auf die räumliche Entwicklung der Landnutzung, wobei ein Vergleich der entstehenden räumlichen Muster im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt wird. Aus diesen Ergebnissen kann gefolgert werden, dass der Parameter $SGRENZ$ sich für die Entwicklung von Szenarien eignet, die unterschiedliche politische Vorgaben für die Raumentwicklung in Form von Angaben über eine anzustrebende Siedlungsdichte abbilden sollen.

4.4.4 Das Teilmodell Entwicklung des Agrarsektors

Rahmenbedingungen der Modellbildung

Von zentraler Bedeutung für die Modellierung des Agrarsektors ist die Differenz zwischen Landwirtschaftlicher Fläche (LF) und Landwirtschaftlicher Nutzfläche (LNF), die sich in der Hessischen Gemeindestatistik wieder findet. Wie schon in Kapitel 3 beschrieben steht in Hessen im Jahr 1989 eine LF von ca. 770.000 ha einer LNF (ohne Grünland) von 507.000 ha gegenüber (HSL, 1991). Dieser „Flächenüberhang“ findet sich auch in den CORINE Daten.

Betrachtet man das Referenzszenario bis 2010 (Kapitel 7), ist auch in Zukunft mit einer weiteren Abnahme der Ackerfläche zu rechnen, während die Grünlandnutzung zwischen 1990 und 2000 zunächst wächst. In Anlehnung an (FRITSCH, 2002) geht LUCHesse davon aus, dass Grenzertragsflächen, also die ackerbaulich genutzten Flächen mit der jeweils schlechtesten Standorteignung sukzessive stillgelegt werden. Die stillgelegte Ackerfläche wird in der Folge entweder als Grünbrache oder als bewirtschaftetes Grünland und Weideland genutzt.

Umsetzung im Modell

Das Teilmodell für den Agrarsektor besteht aus zwei Prozessen, die in jedem Zeitschritt nacheinander ausgeführt werden:

- Entwicklung der *Ackerfläche (AF)*,
- Entwicklung von *Grünland und Weideland*.

Zu Beginn jeden Zeitschritts werden alle Zellen im Zustand *Ackerfläche (AF)* wieder in den Zustand *Landwirtschaftliche Restfläche (LRF)* zurückgesetzt. Der erstgenannte Prozess verteilt dann den vorgegebenen Bedarf an *Ackerfläche* auf die verfügbare *Landwirtschaftliche Restfläche*. Eine Konversion von *Grünland und Weideland* nach *Ackerfläche* ist nicht vorgesehen. Die beiden Teilbereiche der Prozesse, Standortbewertung und Bedarfszuordnung, werden im folgenden vorgestellt.

Standortbewertung

In die Standortbewertung fließen sowohl für die Landnutzungs-kategorie *Ackerfläche* als auch für *Grünland und Weideland* die Einzelbewertungen des Ertragspotentials und der Hangneigung einer Rasterzelle ein. Nachbarschaftsbeziehungen spielen für die Standorteignung im Modell keine Rolle. Beide Standorteigenschaften werden zu einem Gesamtwert, dem naturräumlichen Standortpotential, zusammengefasst. Dabei wirkt gemäß MARKS ET AL. (1989) der ungünstigste Faktor maßgebend bzw. limitierend, was einer Verknüpfung der beiden Parameter über den Minimum-Operator entspricht. Darüber hinaus werden in Anlehnung an FRITSCH (2002) mit der Multiplikativen Verknüpfung und Mittelwertbildung zwei weitere Operatoren im Rahmen der Modellvalidierung auf ihr Verhalten hin untersucht (Abschnitt 4.5.5). Diese Operatoren erlauben eine „weichere“ Abstufung der Bewertungsergebnisse, da der schlechtesten Einzelbewertung eine vergleichsweise geringere Bedeutung zukommt.

Bei der Berechnung des Standortpotentials für *Ackerfläche* wird darüber hinaus angenommen, dass sich durch die räumliche Nähe zu bestehenden Siedlungen ein Standortvorteil gegenüber naturräumlich gleichwertigen Flächen in peripherer Lage ergibt. Dies lässt sich durch die in der Regel bessere verkehrsmäßige Erschließung und den damit verbundenen Kostenvorteilen bei Transport und Bewirtschaftung begründen (VON THÜNEN, 1966). Entsprechend berücksichtigt die Standortbewertung das Vorhandensein von Siedlungsfläche (Siedlungsdichte > 0) in einer Rasterzelle. Über einen Korrekturfaktor wird das naturräumliche Standortpotential gegenüber anderen Zellen mit gleicher Bewertung, aber ohne Siedlungsanteil, aufgewertet. Eine Zelle der Bewertungskategorie 4 wird gewissermaßen zu 4+, wobei kein Klassensprung stattfindet. Ziel dieses Vorgehens ist die Schaffung einer weiteren Differenzierung der Standortbewertung.

Bedarfszuordnung

Die Bedarfszuordnung von *Ackerfläche* orientiert sich an einer optimalen Ausnutzung der Standortpotenziale der Rasterzellen eines RAUMIS-Kreises. So wird der Bedarf auf die am besten geeigneten Rasterzellen, die der Nutzungskategorie *LRF* angehören, verteilt. Dieses Vorgehen führt damit gewissermaßen das Prinzip des RAUMIS Regionshofs auf der Mikroskala fort, indem räumliche Standortentscheidungen für die zu bewirtschaftende Fläche getroffen werden.

Neue Rasterzellen der Landnutzungs-kategorie *Grünland und Weideland* als Folgenutzung können nur Rasterzellen zugeordnet werden, die der Nutzungskategorie *LRF* angehören, also denen im jeweiligen Zeitschritt der Simulation zuvor keine Ackerfläche zugewiesen wurde. Die Routine der Bedarfszuweisung für *Grünland und Weideland* ist mit einem Regelkreis vergleichbar. Führungsgröße ist dabei der auf Makroebene definierte Flächenbedarf in einem Zeitschritt, Regelgröße ist die Anzahl an *Grünland und Weideland* Rasterzellen innerhalb des RAUMIS-Kreises. Ist der Flächenbedarf erfüllt, findet keine weitere Zuweisung statt. Ist der Bedarf jedoch größer als die bereits vorhandene Fläche, wird versucht, neue Grünlandfläche durch die Konversion von *LRF* zu etablieren.

4.4.5 Das Teilmodell Entwicklung von Aufforstungsflächen

Rahmenbedingungen der Modellbildung

Der Anteil der Waldfläche in Hessen ist über die letzten 100 Jahre relativ konstant geblieben. 1883 betrug die Fläche 829.000 ha, im Jahr 1985 lag sie bei 834.000 ha (PLETSCH, 1989). Bis zum Jahr 2000 ist wiederum nur ein geringer Anstieg auf 843.000 ha festzustellen (HSL, 2003). Der Wald besitzt nach HMWVL (2000) Bestandsschutz und soll an „geeigneten“ Stellen neu etabliert werden. Die Neuanlage soll vornehmlich in Gebieten mit einem Waldanteil von weniger als 20% gefördert werden. Prinzipiell stellt Wald eine alternative Nutzung zu landwirtschaftlichen Flächen (*LRF*) und zu Grünland (*Grünland und Weideland*) dar.

Umsetzung im Modell

Aufgrund des relativ geringen Flächenzuwachses und dem Fehlen von konkreten flächenorientierten Planungsvorgaben gibt *LUCHesse* für diesen Prozess keinen Makrobedarf vor. Vielmehr wird der Prozess über eine prozessintern definierte maximale Wachstumsrate und mit Vorgaben für Randbedingungen gesteuert.

Standortbewertung

Die Standortbewertung erfolgt in drei Stufen. Die erste Stufe umfasst die Bewertung der walddspezifischen Standorteigenschaften Ertragsklasse und Hangneigung. Analog zum landwirtschaftlichen Teilmodell wird ein Gesamtwert der lokalen Standorteignung ermittelt. In der zweiten Stufe werden Nachbarschaftsbeziehungen in die Bewertung einbezogen. Fachliche Grundlage hierfür ist die Entwicklung von Biotopnetzen zur Schaffung von Rückzugsräumen von Flora und Fauna (BASTIAN, 1994). Neue Waldflächen müssen demnach in direkter Nachbarschaft von bereits bestehenden Waldflächen angesiedelt werden.

Die dritte Stufe umfasst Einschränkungen für die Wiederaufforstung, die sich durch natur- und planungsräumliche Vorgaben ergeben. Planungsräumliche Einschränkung ist das Bestehen von Naturschutzflächen in einer Rasterzelle. In diesem Fall wird davon ausgegangen, dass einem Erhalt des bestehenden Charakters des Naturschutzgebiets (z. B. Trockenrasen oder Feuchtgrünland) Vorrang gegenüber der Etablierung einer neuen Waldfläche eingeräumt wird. Bei der Betrachtung von naturräumlichen Einschränkungen muss zwischen der Aufforstung von Acker- und Grünlandstandorten unterschieden werden. Rasterzellen der Landnutzungs-kategorie *LRF* mit Böden der Ertragsklassen 4 und 5 werden grundsätzlich nicht aufgeforstet. BORK ET AL. (1995) argumentieren damit, dass eine gute bis sehr gute Ausstattung mit Nährelementen, insbesondere Stickstoff, das Risiko einer Aufforstung u.a. durch eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Schadinsekten und Konkurrenzgehölzen erhöht. Die Betrachtung der Nährelemente findet bei der Standortbewertung zwar keinen direkten Eingang, jedoch deutet die Ausweisung dieser Flächen als CORINE Ackerfläche darauf hin, dass sie über eine entsprechend günstige Nährstoffausstattung verfügen, da sie in der Vergangenheit ackerbaulich genutzt wurden. BORK ET AL. (1995) ziehen die Grenze bei einer Ackerzahl > 40 nach Reichsbodenschätzung (Bewertungsskala 0 – 100). Da kein direkter Vergleich dieses Wertes zur Ertragsklasse möglich ist, wird die Grenze zwischen mittlerem und hohem Ertragsniveau festgelegt. Böden der Landnutzungs-kategorie *LRF* mit einer Ertragsklasse > 3 sind somit nicht für die Aufforstung geeignet.

Grünland eignet sich demgegenüber grundsätzlich zur Wiederaufforstung. BORK ET AL. (1995) schließen jedoch Flächen aus, die unter starkem Grundwassereinfluss stehen oder auf organischen Böden angesiedelt sind. Im Regelwerk wird indirekt auf einen starken Grundwassereinfluss geschlossen, wenn die Ertragsklasse einer Rasterzelle für Grünland höher ist als für Wald ist (siehe FIS Bewertung in Abschnitt 4.4.2). Solche Rasterzellen werden als für Aufforstungsmaßnahmen ungeeignet eingestuft.

Zuordnung von Aufforstungsflächen

Zunächst wird eine Liste mit den am besten geeigneten Rasterzellen für die Wiederaufforstung erstellt, unter der Randbedingung, dass sie im selben Zeitschritt noch nicht in eine andere Landnutzungsklasse umgewandelt wurden. Prinzipiell können Rasterzellen der Landnutzungsklassen *Landwirtschaftliche Restfläche* sowie *Grünland und Weideland* in die Klasse *Aufforstungsfläche* konvertiert werden.

Gesteuert wird der Prozess durch den Parameter FRATE, der die maximale jährliche Aufforstungsfläche im Verhältnis zur bereits bestehenden Waldfläche eines RAUMIS-Kreises angibt und damit zur Steuerung der Geschwindigkeit des Prozesses dient. Auf diese Weise wird ein interner Bedarf generiert, der als ein oberes Limit anzusehen ist. FRATE wird bisher für alle RAUMIS-Kreise als gleich angenommen. Neben dieser Rate wird der Prozess durch räumliche Randbedingungen determiniert. So wird die Aufforstung von Grünland durch den bestehenden Bedarf an dieser Landnutzungsklasse limitiert. Besteht in einem RAUMIS-Kreis ein Bedarf an weiterem Grünland, wird keine der bereits bestehenden Flächen in Wald konvertiert und die Aufforstung beschränkt sich auf Rasterzellen der Landnutzungsklasse *LRF*. Eine weitere Randbedingung umfasst den Schutz des Landschaftsbildes. Dies ist ein eher subjektives Kriterium, welches davon ausgeht, dass der bestehende Anteil der Waldfläche nur in begrenztem Rahmen vergrößert werden soll, um den „Charakter der Kulturlandschaft“ (HMWVL, 2000) zu erhalten. Dieses Kriterium wird durch den Parameter WMAX beeinflusst, der den maximalen Anteil von Wald an der Gesamtfläche eines RAUMIS-Kreises vorgibt. Bisher wird ein einheitlicher Wert von 50 % genutzt (wobei „Wald“ im Jahr 2001 einen Anteil von 42 % der Landesfläche einnimmt).

Die Parameter WMAX und FRATE können z. B. dazu genutzt werden, den Einfluss von staatlichen Fördermaßnahmen zur Aufforstung zu untersuchen. Ein „politischer Wille“ zur Aufforstung (wie auch immer er umgesetzt wird) lässt sich beispielsweise in einer höheren Aufforstungsrate und einer höheren „Toleranzgrenze“ gegenüber dem maximalen Waldanteil ausdrücken. Der Grad der Umsetzung dieser Vorgaben hängt dann von den räumlichen Standortbedingungen und dem bestehenden Landnutzungsmuster innerhalb der RAUMIS-Kreise ab.

4.4.6 Abbildung der Konkurrenz verschiedener Nutzungen

Die verschiedenen Prozesse der Landnutzungsänderung konkurrieren um die verfügbaren räumlichen Ressourcen. Die Modellierung dieser Konkurrenzsituation erfolgt zum einen über die Festlegung von zulässigen Landnutzungsänderungen in der Übergangsmatrix und zum anderen über die Reihenfolge der Ausführung der Prozesse (Prozesshierarchie).

Tabelle 4.3 zeigt die Übergangsmatrix für Hessen. Die Übergangsregeln sind bisher binär formuliert (Eins = Konversion ist zulässig; Null = Konversion ist nicht zulässig). Während *Siedlung und Gewerbe* sowie *Wald* in ihrem Bestand geschützt sind, kann *Landwirtschaftliche Restfläche* in alle anderen Landnutzungsklassen umgewandelt werden. Da die *Ackerfläche* im Simulationszeitraum tendenziell abnimmt, entsteht in der *LRF* ein Flächenpool, auf dem sich die Landnutzungsänderungen im Wesentlichen abspielen. Eine Lockerung der binären Übergangsregeln kann durch Einführung von Zwischenstufen erfolgen.

Tabelle 4.3: Übergangsmatrix von *LUC*Hesse. Die Elemente geben an, welche Landnutzungsänderungen zulässig sind, 1 bedeutet „ist zulässig“, 0 hingegen „nicht zulässig“.

von / nach	Siedlung und Gewerbe	Ackerfläche	Landwirtschaftliche Restfläche	Grünland und Weideland	Wald
Siedlung und Gewerbe	--	0	0	0	0
Ackerfläche	0	--	1 (init)	0	0
Landwirtschaftliche Restfläche	1	1	--	1	1
Grünland und Weideland	1	0	0	--	1
Wald	0	0	0	0	--

Der Wert des entsprechenden Matrixelements hat eine Filterfunktion für die Standortbewertung einer Rasterzelle. Besteht beispielsweise eine Landnutzung der Klasse *Siedlung und Gewerbe*, so wird die Standortbewertung für alle anderen Landnutzungsklassen als „nicht geeignet“ eingestuft. Eine Besonderheit besteht für Rasterzellen der Landnutzungs-kategorie *Ackerfläche*. Diese werden zu Beginn eines jeden Zeitschritts auf die Klasse *Landwirtschaftliche Restfläche* zurückgesetzt, wodurch eine vorwiegende Nutzung für annuelle Feldfrüchte zum Ausdruck gebracht werden soll.

Die Prozesshierarchie legt die Reihenfolge der Ausführung der Prozesse in einem Zeitschritt fest und ist während eines Simulationslaufs nicht veränderbar. Prinzipiell könnte diese Hierarchie jedoch in jedem Zeitschritt neu aufgestellt werden, um damit Veränderungen in der Konkurrenz-kraft der Landnutzungsklassen abzubilden. Die in *LUC*Hesse implementierte statische Prozesshierarchie hat folgenden Aufbau:

1. Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung
2. Entwicklung von Ackerfläche,
3. Entwicklung von Grünland und Weideland,
4. Entwicklung von Aufforstungsflächen.

Als Randbedingung gilt, dass eine Rasterzelle innerhalb eines Zeitschritts nur eine Veränderung erfahren darf. Eine *LRF*, die in *Grünland und Weideland* konvertiert wurde, kann demnach im gleichen Zeitschritt nicht zur Anlage von Aufforstungsfläche verwendet werden. Ebenso sind *AF* vor einer Konvertierung in Grünland oder Wald im gleichen Zeitschritt geschützt. Erst wenn diese nicht mehr ackerbaulich genutzt werden (Stilllegung) und damit auch nach Ausführung des entsprechenden Prozesses im *LRF* Pool verbleiben, ist eine derartige Konvertierung zulässig.

Die Hierarchie folgt der absteigenden wirtschaftlichen Rentabilität der einzelnen Landnutzungsklassen (Fritsch, 2002). *Siedlungs- und Gewerbefläche* wird ohne Einschränkungen, auf den am besten dafür geeigneten Flächen angelegt, *Ackerfläche* auf den am besten geeigneten *LRF*. Ackerbauliche Grenzertragsflächen werden bei bestehendem Bedarf in die Landnutzungsklasse *Grünland und Weideland* umgewandelt. Schließlich findet die Neuanlage von Waldflächen auf geeigneten Grünlandflächen und *LRF* nur dann statt, wenn der Bedarf nach den anderen Landnutzungsklassen im aktuellen Zeitschritt bereits erfüllt werden konnte.

4.5 Validierung der Teilmodelle

4.5.1 Grundlagen

RYKIEL (1996) definiert den Begriff Validierung als einen Test, ob ein Modell bezüglich seines Untersuchungsziels und innerhalb seines Gültigkeitsbereichs sinnvolle, zuverlässige Aussagen erzeugt. Sie ist damit ein Werkzeug, um die Güte der von einem Modell erzeugten Ergebnisse einordnen und bewerten zu können. Validierung orientiert sich nach dieser Definition also an der Zweckbestimmung des Modells und sollte nicht als etwas Absolutes aufgefasst werden (LIEBL, 1995). Modellzweck und Gütekriterien sind festzulegen. Weiterhin muss die Validierung eines Modells an einem unabhängigen Datensatz erfolgen, der also nicht bereits für die Parametrisierung und Kalibrierung des Modells verwendet wurde.

Den Gegenstand des Validierungsprozesses betrachtend können nach LIEBL (1995) drei Vorgehensweisen unterschieden werden: (1) Die funktionsbezogene Validierung zielt darauf, die Reaktionsweise eines Modelles (z. B. auf Stressoren) und damit die Plausibilität seines Verhaltens zu bewerten. Validität ist in diesem Fall die misslungene Falsifizierung. (2) Eine ergebnisbezogene Validierung prüft, inwieweit die erzeugten Daten mit realen Messdaten übereinstimmen. (3) Die theoriebezogene Validierung überprüft, ob die Simulationsergebnisse sich mit theoretischen Ansätzen erklären lassen (z. B. über analytische Modellergebnisse).

Ergebnisbezogene Validierung von Landnutzungsmodellen

Welche der drei Vorgehensweisen Anwendung findet, hängt eng mit dem Einsatzzweck des Modells zusammen. Im Falle dieser Arbeit ist das primäre Ziel, eine räumliche Landnutzungsverteilung zu erzeugen, die eine hohe Übereinstimmung mit dem in der Realität zu beobachtenden Muster aufweist. Die Validierung von *LUChesse* erfolgt somit ergebnisbezogen.

Kriterien für die ergebnisbezogene Validierung eines räumlich expliziten Landnutzungsmodells umfassen die Dimensionen Ort und Umfang der Landnutzungsänderung (PONTIUS UND SCHNEIDER, 2001). Eine optimale Ausgangsbasis für die Validierung eines Landnutzungsmodells, das auf Rasterebene arbeitet, bilden reale historische Karten mit gleicher räumlicher Auflösung. Verschiedene Studien (VERBURG ET AL., 2002; ALCAMO ET AL., 1994; SCHNEIDER UND PONTIUS, 2001) nutzen Karten unterschiedlicher historischer Perioden zur Kalibrierung und Validierung ihrer Modelle. Dabei ist dieses Verfahren nicht unproblematisch. Da sich die Eigenschaften des „Systems Landnutzung“ über die Jahre ändern können, heißt eine „gelungene“ Validierung an historischen Daten nicht, dass das aktuelle oder zukünftige Systemverhalten zufriedenstellend abgebildet wird. VELDKAMP UND FRESCO (1996) weisen aus diesem Grund darauf hin, dass der Simulationszeitraum des CLUE Modells, das sich sehr stark auf statistische Korrelationen zwischen Landnutzungstypen und erklärenden Variablen stützt, aus diesen Gründen 20 Jahre nicht überschreiten sollte.

KOCK ET AL. (2001) unterscheiden qualitative und quantitative Validierungsansätze. In der qualitativen Phase identifizieren sie am Beispiel von Entwaldungsprozessen in Costa Rica und Honduras Entwicklungsbrennpunkte in den Realdaten und versuchen diese Muster in Simulationsergebnissen wiederzufinden. Ähnlich geht FRITSCH (2002) vor, indem sie Formen der Siedlungsentwicklung in historischen und simulierten Karten gegenüber stellt. Diese Vorgehensweise kann als Expertenbewertung von Modellergebnissen (MAYER UND BUTLER, 1993) betrachtet werden.

Die quantitative Validierung nutzt statistische Werkzeuge und kann auf unterschiedlichen Skalen erfolgen, wenn die Datenlage dies zulässt. Skalen reichen hier von Rasterzellen über künstlich erzeugte räumliche Aggregate bis hin zu geografisch, durch verschiedene Kriterien abgegrenzte, Zonen. Vorteil dieser mehrskaligen Ansätze ist, dass Aussagen über die Übereinstimmung auf Zellebene durch Aussagen über die Validität der erzeugten Muster auf höheren Skalenebenen ergänzt werden (CONSTANZA, 1989).

Auf Rasterebene gibt es eine Reihe von Verfahren, die berechnete Landnutzungskarten realen Karten Zelle für Zelle gegenüberstellen und diese miteinander vergleichen. Als Beispiele können *Kappa Statistik* und *Fuzzy Ansätze* (HAGEN, 2002) sowie das modifizierte *ROC Verfahren (Receiver Operating Curve)*, das PONTIUS UND SCHNEIDER (2001) vorstellen, angeführt werden. Auf den höheren Aggregationsebenen nutzen KOCK ET AL. (2001) Verfahren der statistischen Regressionsanalyse, indem sie simulierte Werte für eine Region mit den jeweiligen Messdaten (= dem entsprechenden Ausschnitt einer realen Karte) korrelieren. SMITH AND ROSE (1995) diskutieren weitere Verfahren aus diesem Bereich der statistischen Anpassungsmaße (*goodness-of-fit*), die für ökologische Modelle Verwendung finden. Im nächsten Abschnitt wird das Verfahren der Modelleffizienz, das ebenfalls in diese Klasse eingeordnet werden kann, vorgestellt und im weiteren Verlauf auf die Simulationsergebnisse von *LUCHesse* angewendet.

4.5.2 Methode der Modelleffizienz

Die Modelleffizienz ist eine dimensionslose Teststatistik, die Modellergebnisse mit realen Beobachtungsdaten paarweise in Relation setzt (LOAQUE AND GREEN, 1991). Sie ist definiert als:

$$ME = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_{\text{calculated},i} - Y_{\text{published},i})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_{\text{published},i} - \overline{Y_{\text{published},i}})^2}$$

$Y_{\text{calculated}}$ ist dabei ein Modellergebnis, das einer beobachteten (gemessenen) Größe ($Y_{\text{published}}$) gegenübergestellt wird, n gibt die Anzahl der zu vergleichenden Paare an. Der Zähler enthält die Summe der Quadrate aus den Abweichungen zwischen simulierten und beobachteten Werten. Im Nenner befindet sich die Summe der Quadrate der jeweiligen Abweichungen der beobachteten Werte zum arithmetischen Mittel der beobachteten Werte.

Denkt man sich Simulationsergebnisse ($Y_{\text{calculated}}$) auf der Ordinate und beobachtete Daten auf der Abszisse eines Koordinatensystems aufgetragen, so beschreibt die Modelleffizienz das Anpassungsmaß im Vergleich zur Winkelhalbierenden. Liegen alle Datenpunkte auf dieser 1:1 Linie, entspricht das einer ME von 1 und ist gleichbedeutend mit einer vollständigen Übereinstimmung zwischen simulierten und beobachteten Daten, da die jeweiligen Differenzen und somit auch der Zähler gleich 0 sind.

Die theoretische untere Grenze der ME liegt bei minus unendlich. Zur Einschätzung der Qualität eines Modells geben MAYER UND BUTLER (1993) an, dass ein Modell mit einer $ME < 0$ nicht verwendet werden sollte, und die Modellgüte mit der Annäherung an $ME = 1$ steigt. Eine erfolgreiche Anwendung dieses Verfahrens findet sich in ALCAMO ET AL. (2003) für das Modell *WaterGAP*.

4.5.3 Vorgehensweise bei der Modellvalidierung von LUCHesse

Die Validierung von *LUCHesse* konzentriert sich auf die beiden Teilmodelle für *Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung* und für den Agrarsektor (Stilllegung von Ackerflächen und Etablierung von Folgenutzungen). Es werden sowohl qualitative als auch quantitative Validierungsschritte durchgeführt. Auf der qualitativen Seite wird untersucht, inwieweit die im Modell verwendeten Ansätze zur Standortbewertung die Verteilung der Landbedeckung des Bezugsjahrs auf Ebene der CORINE CLC90 Daten beschreiben können und ob die eingeführte Hierarchie in der Ausführung der Prozesse gerechtfertigt werden kann. Kriterien für die quantitative Modellgüte sind eine hohe Übereinstimmung der räumlichen Muster mit den beobachteten Daten. Da der Ort der Änderung einer Landnutzung über die lokalen Standortparameter Boden und Klima eine wichtige Einflussgröße für die Berechnung der biologischen Speicherung von Kohlenstoff mit dem *GIS-Century* Modell darstellt, liegt der Schwerpunkt auf diesem ergebnisorientierten Ansatz. Der Umfang der Landnutzungsänderung (Makroebene) ist eine exogene Eingabegröße für das Modell, die in dieser Arbeit nicht bewertet wird. Aufgrund des geringen Flächenzuwachses und da Aufforstungsflächen andere Anforderungen an die Standortbedingungen als der bereits bestehende Wald stellen, wird auf eine explizite Validierung des Prozesses *Entwicklung von Aufforstungsflächen* verzichtet. Aufforstung wird im Rahmen von *LUCHesse* eher als eine Folgenutzung betrachtet, die sich mit einer vorgegebenen Rate auf Flächen ausbreitet, die keiner anderen Nutzung unterliegen.

4.5.4 Validierung des Teilmodells *Siedlungs- und Gewerbegebietsentwicklung*

Parameterschätzung

Ein wichtiges Element des Teilmodells *Siedlungs- und Gewerbegebietsentwicklung* ist die Unterscheidung zwischen dem Wachstum von Flächen in urbanen und ländlichen Räumen. Über den Parameter SRATIO wird der Anteil der urbanen Flächen am Gesamtwachstum festgelegt.

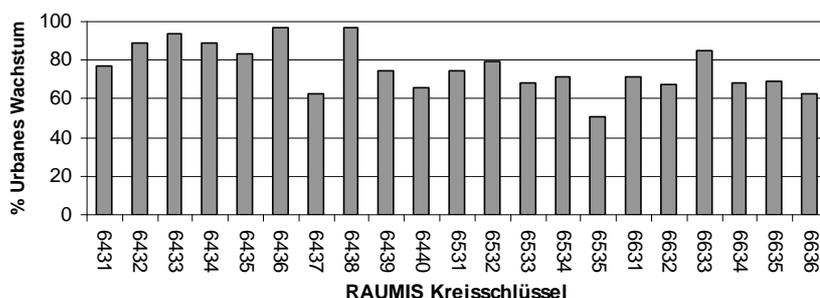


Abbildung 4.6: Werte für den Parameter SRATIO für die RAUMIS-Kreise. Die Schätzung der Werte erfolgt auf Grundlage der Verteilung der Siedlungsflächen im Bezugsjahr 1990.

Für die Validierung des Teilmodells wird dieser Parameter auf Grundlage der Daten über den jeweiligen Grad ihrer Besiedlung der Rasterzellen für das Bezugsjahr 1990 in jedem RAUMIS-Kreis geschätzt. Der resultierende Parameterwert entspricht dem Anteil der Siedlungsfläche auf den als urban klassifizierten Rasterzellen an der gesamten Siedlungsfläche des RAUMIS-Kreises. Folglich liegt dieser Schätzung die Hypothese zugrunde, dass die historische Entwicklung, die zu dieser Verteilung geführt hat, auch für zukünftige Entwicklungen Gültigkeit besitzt. In Abbildung 4.6 sind die berechneten Parameterwerte für die einzelnen Kreise aufgetragen. Mit dieser Schätzung werden die Simulationsläufe zur Validierung durchgeführt.

Qualitative Validierung der Standortfaktoren

Begrenzende naturräumliche Standorteigenschaft für die Entwicklung neuer Siedlungs- und Gewerbegebiete ist die Hangneigung. Um ein Bestehen dieses Zusammenhangs zu prüfen, wird für das Bezugsjahr 1990 die Anzahl der als *Siedlung und Gewerbe* klassifizierten Rasterzellen mit der jeweiligen Hangneigungsklasse berechnet (siehe Abbildung 4.7).

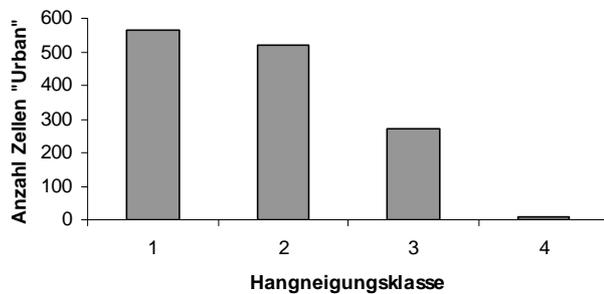


Abbildung 4.7: Anzahl der Rasterzellen mit der Landnutzungsklasse *Siedlung und Gewerbe* in den Hangneigungsklassen 1 bis 4 im Bezugsjahr 1990. Zellen mit Hangneigungsklasse 4 sind nahezu von der Nutzung als *Siedlung und Gewerbe* ausgeschlossen.

Es zeigt sich, dass der überwiegende Anteil in den Klassen 1 und 2 liegt. Die Einschränkung der Eignung von Rasterzellen mit der Hangneigungsklasse 3 und der Nutzungsausschluss der Klassen 4 und 5 scheint somit als plausibel. Auch hier ist zu beachten, dass diese Zusammenhänge historische Entwicklungen repräsentieren.

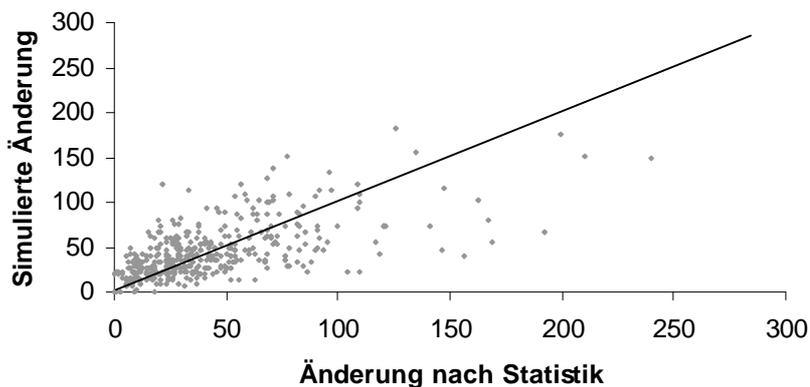
Quantitative Validierung

Die quantitative Validierung wird für den Zeitraum 1989 bis 2000 mit der Methode der Modelleffizienz durchgeführt. Als Makrobedarf für die RAUMIS-Kreise wird die in der Hessischen Gemeindestatistik (HSL, 1991; HSL, 2000) für diesen Zeitraum angegebene Änderung der Siedlungs- und Gewerbefläche vorgegeben (Differenz zwischen beiden Jahren). Da das Modell nur diese zusätzliche Fläche an die Rasterzellen zuweist und keine Übereinstimmung zwischen statistischen Angaben und CORINE Daten im Bezugsjahr notwendig ist, wird dieses Vorgehen möglich.

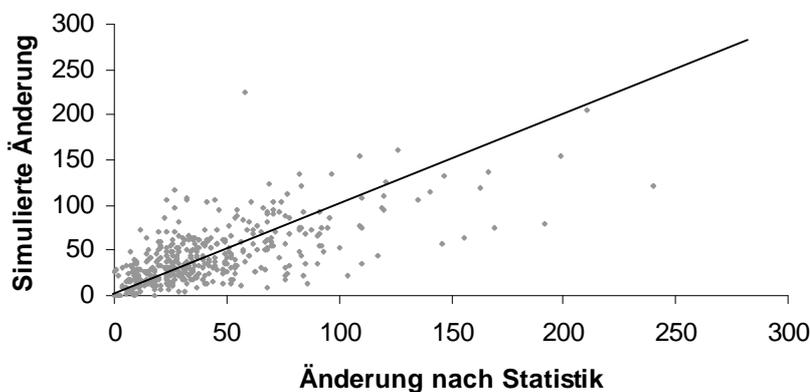
Die simulierten Flächenzuwächse der Rasterzellen werden dann auf Ebene der 431 hessischen Gemeinden (nächst kleinere räumliche Ebene unter den RAUMIS-Kreisen) aggregiert und den in der Gemeindestatistik aufgeführten Daten paarweise gegenüber gestellt. Die Modelleffizienz ist also ein Maß für die Qualität der Verteilung der Flächenzuwächse durch das Modell. Eine multiskalige Validierung, die auch die Rasterebene umfassen würde, kann nicht durchgeführt werden, da keine Rasterdatensätze für das Jahr 2000 vorliegen.

Es werden zwei Varianten des Modells verglichen, die jeweils verschiedene Hypothesen über die Verteilung des Siedlungszuwachses an eine Rasterzelle repräsentieren, wobei die gleichen SRATIO Parametersätze für die Aufteilung zwischen ländlichen und urbanen Zellen verwendet werden. Als Vergleich wird zur Einschätzung der Modelleffizienz zudem ein Null-Modell (oder Null-Hypothese) aufgestellt, das keine Unterscheidung zwischen Zellen im urbanen und ländlichen Raum macht.

A) **Null-Hypothese:** Keine Unterscheidung zwischen ländlichen und urbanen Räumen und homogenes Wachstum: ME = 0,55.



B) **Hypothese 1:** Unterscheidung zwischen Rasterzellen in ländlichen und urbanen Räumen durch SRATIO Parameter und homogenes Wachstum innerhalb der Gruppen: ME = 0,68.



C) **Hypothese 2:** Unterscheidung zwischen Rasterzellen in ländlichen und urbanen Räumen durch SRATIO Parameter und größenabhängiges Wachstum innerhalb der Gruppen: ME = 0,71.

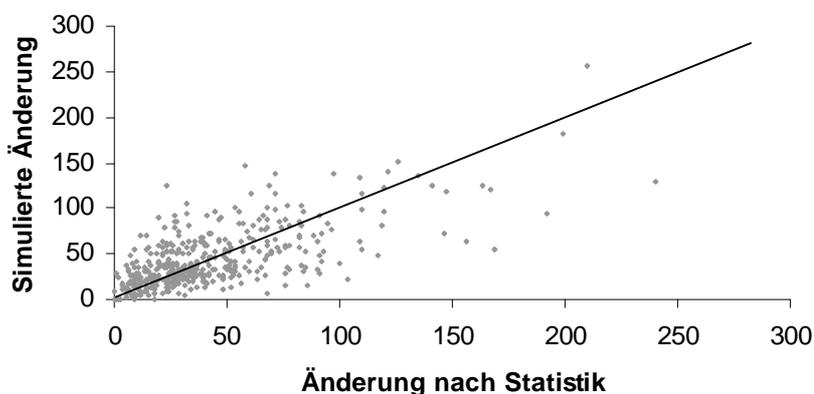


Abbildung 4.8: Punktwolken der Simulationsergebnisse für die Siedlungsentwicklung im Validierungszeitraum für die Modellhypothesen 1 und 2 sowie für die Null-Hypothese. Aufgetragen sind für jede Gemeinde die simulierten gegenüber den statistischen Daten über den Zuwachs an Siedlungs- und Gewerbeflächen zwischen dem Bezugsjahr 1989 und 2000. Angaben auf beiden Achsen in ha.

Die Zuweisung der Siedlungs- und Gewerbeflächen auf Kreisebene erfolgt im Null-Modell (Abbildung 4.8 A) zu gleichen Teilen an alle Rasterzellen, die im Bezugsjahr eine Siedlungsdichte > 0 aufweisen und für die keine räumlichen Entwicklungsbeschränkungen, z. B. durch das Vorhandensein von Flächen unter Naturschutz, gelten. Damit stellt es die Variante mit den vergleichsweise einfachsten Grundannahmen dar. Die Berechnung der Modelleffizienz (ME) ergibt einen Wert von $ME = 0,55$. Schon dieses einfache Modell liefert damit zufriedenstellende Ergebnisse und zeigt, dass die Grundannahmen des Modells die realen Prozesse näherungsweise beschreiben können.

Die der Modellvariante 1 zugrunde liegende Hypothese geht davon aus, dass beim Wachstum von Siedlungs- und Gewerbefläche zwischen ländlichen und urbanen Räumen unterschieden werden kann. Demzufolge werden als Werte für SRATIO die Ergebnisse der Parameterschätzung genutzt, um den Anteil der Fläche, die an urbane Zellen zugewiesen werden soll, festzulegen. Die Zuweisung an die Rasterzellen der beiden Gruppen erfolgt nach demselben homogenen Schema wie beim Null-Modell, unabhängig von der bestehenden Siedlungsdichte. Abbildung 4.8 B zeigt die Simulationsergebnisse. Die Modelleffizienz liegt mit $ME = 0,68$ über dem Null-Modell. Dieses Ergebnis stützt damit die Modellhypothese und weist es im Sinne der ME als effizientere Alternative zum Null-Modell aus.

Modellvariante 2 schließlich erweitert die erste Variante um die Annahme, dass der Anteil der neuen Siedlungs- und Gewerbefläche, der einer Rasterzelle in einem Zeitschritt zugewiesen wird, proportional dem Anteil der dort bereits vorhandenen Fläche an der gesamten Siedlungs- und Gewerbefläche des betreffenden RAUMIS-Kreises ist. Das Wachstum bei Rasterzellen mit einer hohen Siedlungsdichte ist demnach verhältnismäßig stärker. Räumliche Entwicklungsbeschränkungen werden analog zu den anderen Varianten beachtet. Das Ergebnis der Modelleffizienz ist in Abbildung 4.8 C dargestellt. Mit einem Wert von $ME = 0,71$ liegt die Modelleffizienz dieser Variante nur geringfügig über der Modellvariante 1, bringt also einen niedrigeren Zugewinn an Modellgenauigkeit als der Schritt vom 0-Modell zu Modellvariante 1.

Fazit

Die grundlegenden Hypothesen über die Entwicklung der Siedlungsflächen konnten mit der Methode der Modelleffizienz bestätigt werden. Die Unterscheidung zwischen Flächenwachstum in urbanen und ländlichen Räumen bringt einen deutlichen Zugewinn an Aussagekraft des Modells gegenüber den Grundannahmen des Null-Modells. Eine weitere Verbesserung bietet die Kopplung des Zuwachses an Siedlungs- und Gewerbefläche einer Rasterzelle an die bereits dort vorhandene Fläche dieses Typs (bzw. an ihre Siedlungsdichte). Dies geschieht in Modellvariante 2. Für die Berechnung des Referenzszenarios in Kapitel 7 wird entsprechend diese Variante verwendet.

4.5.5 Validierung des Teilmodells für den Agrarsektor

Qualitative Validierung

Für den Agrarsektor geht LUCHesse von der Hypothese aus, dass *Ackerfläche* auf den am besten dafür geeigneten Rasterzellen der Klasse *Landwirtschaftliche Restfläche* angesiedelt wird und Vorrang vor einer Nutzung als Grünland und Wald hat. Diese Nutzungsprioritäten kommen in einer Prozesshierarchie zum Ausdruck (siehe Abschnitt 4.4.6). In diesem Abschnitt erfolgt zunächst eine qualitative Validierung sowohl der dem Modell zugrunde liegenden Annahmen über die Standortbewertung als auch der Annahmen über den Aufbau der Prozesshierarchie.

Die Validierung der Modellannahmen zur Standortbewertung erfolgt anhand der CORINE Daten zur Landbedeckung im Bezugsjahr 1990. Zunächst wird für alle Rasterzellen das naturräumliche Standortpotenzial für die Landnutzungsclass *Ackerfläche* berechnet, jeweils getrennt für die Verknüpfung der Standorteigenschaften mit den Operationen Multiplikation, arithmetisches Mittel und Minimum. Die Ergebnisse dieser Bewertungen werden dann in die Hauptbewertungskategorien (0 – 5) gruppiert. Anschließend wird, getrennt für jede Operation, ermittelt, wie viele Rasterzellen der CORINE Landbedeckungsklassen Wald, Ackerland und Grünland in die einzelnen Kategorien fallen. Aus diesen Daten wird für jede Bewertungskategorie der prozentuale Anteil der drei Landbedeckungsklassen berechnet.

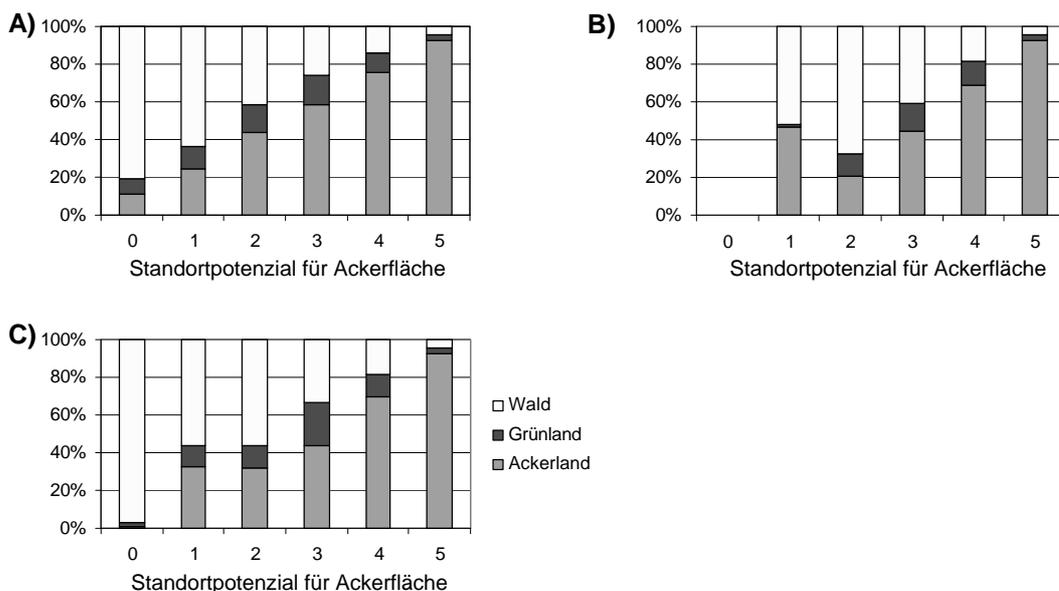


Abbildung 4.9: Prozentanteile der CORINE Landbedeckungsklassen Ackerland, Grünland und Wald an den Rasterzellen mit dem Standortpotenzial für *Ackerfläche* der Klassen 0 - 5. Die Angaben beziehen sich auf das Bezugsjahr 1990. (A) Bewertung durch Verknüpfung durch Multiplikation. (B) Bewertung durch Verknüpfung über das arithmetische Mittel. (C) Bewertung mit Verknüpfung durch Minimum.

Die Ergebnisse dieser Analyse sind in Abbildung 4.9 dargestellt. Es zeigt sich, dass für alle drei Verknüpfungsoperationen Rasterzellen mit den Standortpotenzialen der Kategorien 4 und 5 zum überwiegenden Teil als landwirtschaftliche Fläche klassifiziert sind. Dies stützt die Hypothese über die optimale Nutzung der Flächen zum Ackerbau. Den deutlichsten Zusammenhang zwischen Standortbewertung und ackerbaulicher Nutzung ist bei der Verknüpfung durch Multiplikation zu beobachten (4.9 A). Hier nimmt ihr relativer Anteil mit besserer Bewertung stetig zu.

Wald ist hauptsächlich auf Rasterzellen mit geringem bis mittlerem Standortpotenzial für *Ackerfläche* (0 bis 3) zu finden. Dieser Zusammenhang stützt gleichzeitig die Modellannahme, nach der die Ansiedlung von Aufforstungsflächen auf Rasterzellen mit einer Standortbewertung für Ackerfläche kleiner oder gleich 3 beschränkt wird.

Der größte Teil des Grünlands verteilt sich auf Rasterzellen mit Standortpotenzialen zwischen 1 und 4. Dies entspricht dem im Bewertungsschema angelegten, gegenüber Ackerland breiteren Spektrum an geeigneten Standorten. Auf Standorten der Bewertungskategorie 5 spielt Grünlandnutzung eine sehr geringe Rolle. Diese werden fast ausschließlich für Ackerland genutzt, obwohl sie gleichfalls für Grünland geeignet wären.

Die beschriebenen Ergebnisse unterstützen auch die Annahmen, die dem Aufbau der Prozesshierarchie zugrunde liegen. Es zeigt sich, dass in der Vergangenheit zunächst die am besten für diese Nutzung geeigneten Flächen als Ackerland genutzt wurden. Grünland befindet sich demgegenüber auf vergleichsweise schlechter als Ackerstandort geeigneten Rasterzellen. Nochmals sehr deutlich wird dieser Zusammenhang, wenn man für die Rasterzellen der drei genannten CORINE Landbedeckungsklassen neben dem mittleren Standortpotenzial für Ackerfläche auch das mittlere Standortpotenzial für *Grünland und Weideland* betrachtet (Tabelle 4.4). Aufgrund des deutlichsten Zusammenhangs zwischen Landbedeckungsklassen und Standortpotenzial (s.o.) wurde hier für die Verknüpfung Multiplikation verwendet.

Tabelle 4.4: Mittlere Standortpotenziale für *Ackerfläche* und *Grünland und Weideland*, berechnet für die Rasterzellen der CORINE Landbedeckungsklassen Ackerland, Grünland und Wald im Jahr 1990. Zur Bewertung wurde die Verknüpfung über Multiplikation genutzt. Die Ergebnisse sind nicht gruppiert, sondern auf 1 normiert dargestellt. Die Bewertungskategorie 3 entspricht damit z. B. dem Bereich zwischen 0,41 und 0,6.

Corine Klasse	Ackerland	Grünland	Wald
Standortpotenzial <i>Ackerfläche</i>	0,52	0,39	0,29
Standortpotenzial <i>Grünland und Weideland</i>	0,67	0,58	0,52

Es zeigt sich, dass die in CORINE als Ackerland ausgewiesenen Zellen im Mittel auch das höchste Standortpotential für eine Landnutzung als Ackerfläche aufweisen (0,52). Rasterzellen der Landnutzungsklassen Grünland und Wald haben demgegenüber schlechtere Bewertungen. Anders sieht es aus, wenn man das mittlere Standortpotential für *Grünland und Weideland* betrachtet. Hier weisen die als Ackerland ausgewiesenen Zellen eine im Mittel bessere Standortbewertung auf (0,67), als die tatsächlich für Grünland genutzten Zellen (0,58).

Quantitative Validierung der Zuordnung von Ackerfläche

Ziel der quantitativen Validierung ist eine Abschätzung, inwieweit die Zuordnung der *Ackerfläche* auf die *Landwirtschaftliche Restfläche* mit realen Daten über die räumliche Verteilung von landwirtschaftlichen Anbauflächen übereinstimmt (Prozess *Entwicklung der Ackerfläche*). Hierzu wird für das Bezugsjahr die simulierte Verteilung der *Ackerfläche* den statistischen Daten über die Landwirtschaftlich Nutzfläche (LNF) auf Gemeindeebene gegenübergestellt (HSL, 1991). Die verfügbaren statistischen Gemeindedaten beziehen sich dabei auf das Jahr 1989. Der auf Makroebene definierte Bedarf an *Ackerfläche* ist dabei jeweils gleich der Summe der LNF aller Gemeinden eines RAUMIS-Kreises.

Im Gegensatz zur Validierung des Teilmodells zur *Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung* werden in diesem Fall zwei statische Zustände miteinander verglichen. Die Modelleffizienz wird unter Berücksichtigung der drei für die Standortbewertung vorgestellten Verknüpfungsoperationen berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.10 dargestellt.

Mit der Verknüpfung über die Operation Minimum kann eine ME von 0,65 erreicht werden. Bessere Ergebnisse erreicht man über die Operationen arithmetisches Mittel (ME = 0,73) und Multiplikation (ME = 0,74). Betrachtet man als Vergleich dazu die Modelleffizienz für die CORINE Klasse Ackerland gegenüber den statistischen Gemeindedaten, ergibt sich eine ME = 0,7. Allerdings ist hier keine ausgeglichene Flächenbilanz gegeben, da die CORINE Landbedeckung sowohl AF als auch LRF umfasst. Sieht man diese Gegenüberstellung als Null-Modell an, ergibt sich als Vorteil der im Modell umgesetzten Bewertungs- und Zuordnungsvorschriften neben einem geringen Zuwachs des ME Wertes die hinzugewonnene Übereinstimmung der Summen von LNF und AF auf Ebene der RAUMIS-Kreise.

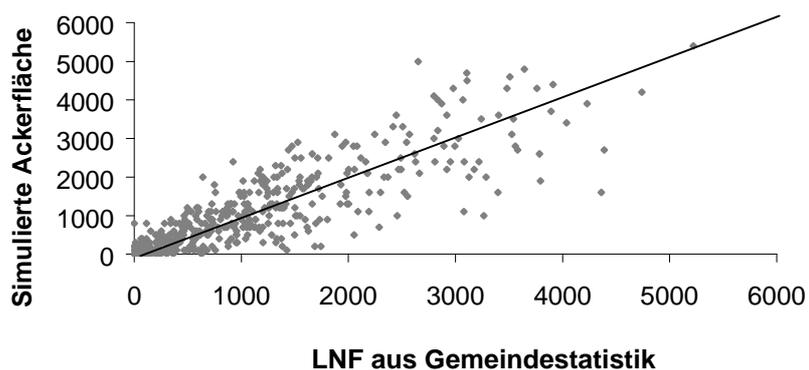
Für den Prozess *Entwicklung von Grünland/Weideland* kann eine quantitative Validierung nur ansatzweise erfolgen, da sich für das Bezugsjahr die statistischen Angaben zur räumlichen Verteilung von Grünland sehr stark von der CORINE Verteilung unterscheiden. Ein Vergleich auf Gemeindeebene mit der Methode der Modelleffizienz ergibt mit ME = 0,22 einen sehr niedrigen Wert. Der Vergleichswert für Wald liegt bei ME = 0,97 und für Siedlungs- und Gewerbeflächen bei ME = 0,68. Hinweise auf die Validität der Modellannahmen finden sich jedoch, wenn man die ME auf gleiche Weise für die Simulationsergebnisse für das Jahr 2000 berechnet. Auf Gemeindeebene liegt sie in diesem Jahr bei ME = 0,38. Hier zeigt sich eine eindeutige Verbesserung der räumlichen Übereinstimmung gegenüber dem Bezugsjahr, die darauf hindeutet, dass die Modellannahmen die Entwicklung des realen Systems nachzubilden vermögen.

Fazit

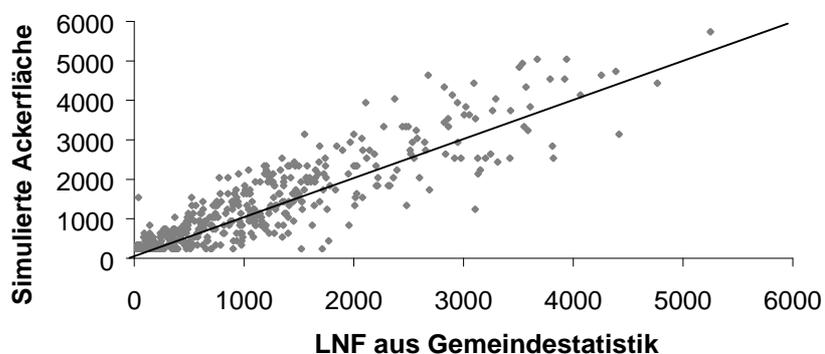
Mit Hilfe von qualitativen Betrachtungen konnte in diesem Abschnitt eine erfolgreiche Validierung sowohl für das Verfahren zur Standortbewertung im Agrarsektor als auch für den Aufbau der Prozesshierarchie erfolgen. So konnte u.a. die Hypothese, dass Grünland und Wald als Folgenutzungen gelten und in der Zuordnungshierarchie des Modells entsprechend nach der Zuweisung von Ackerflächen angeordnet sind, bestätigt werden. Weiterhin war es möglich, den Prozess *Entwicklung der Ackerfläche* mit der Methode der Modelleffizienz quantitativ an statistischen Daten zu validieren. Die Ergebnisse der Analysen deuten darauf hin, dass das Teilmodell für den Agrarsektor für eine Nutzung in Hessen geeignet ist.

Ferner zeigt sich, dass die Verwendung der Operation Multiplikation zur Verknüpfung der Einzelbewertungen durchgängig die besten Ergebnisse bei der Validierung liefert. Da im Vergleich zur Operation arithmetisches Mittel eine stärkere Nivellierung der Einzelergebnisse stattfindet (siehe auch FRITSCH, 2000), wird eine stärkere Differenzierung in den berechneten Standortpotenzialen erreicht. Dieses „verschmieren“ von Informationen erscheint damit als eine Möglichkeit, die Unsicherheiten, die auch dem realen Entscheidungsprozess zugrunde liegen, abzubilden, ohne stochastische Elemente in das Modell einzuführen (vgl. FRITSCH, 2002). Für die Berechnung des Referenzszenarios (Kapitel 7) wird diese Verknüpfungsoperation entsprechend genutzt.

A) Verknüpfung über Minimum: ME = 0,65



B) Verknüpfung über arithmetisches Mittel: ME = 0,73



C) Verknüpfung über Multiplikation: ME = 0,74

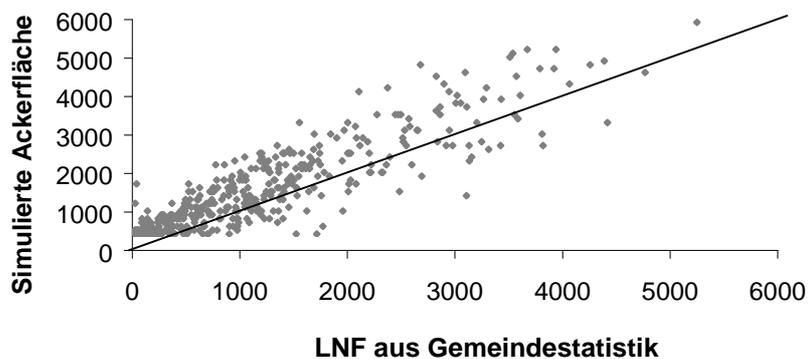


Abbildung 4.10: Punktwolken der Simulationsergebnisse für die Zuweisung der *Ackerfläche* auf *Landwirtschaftliche Restfläche* im Jahr 1990. Dabei wird zwischen drei Verknüpfungsoperatoren bei der Standortbewertung unterschieden. Aufgetragen sind für jede Gemeinde die simulierte *Ackerfläche* gegenüber den statistischen Daten über die ausgewiesene *Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF)*. Die Angaben sind jeweils in ha.

4.6 Implementierung des Modells *LUC*Hesse

Dieser Abschnitt gibt einen Überblick über die zentralen Prinzipien der softwaretechnischen Implementierung von *LUC*Hesse.

4.6.1 Klassenstruktur des Modells

*LUC*Hesse ist in der Programmiersprache C++ nach objektorientierten Prinzipien implementiert. Funktionale Teilbereiche des Modells bilden dabei möglichst eigenständige Module, so dass Erweiterungen des Modells Änderungen nur an wenigen definierten Stellen erfordern. Abbildung 4.11 zeigt das UML Klassendiagramm mit den wichtigsten Bestandteilen des Modells.

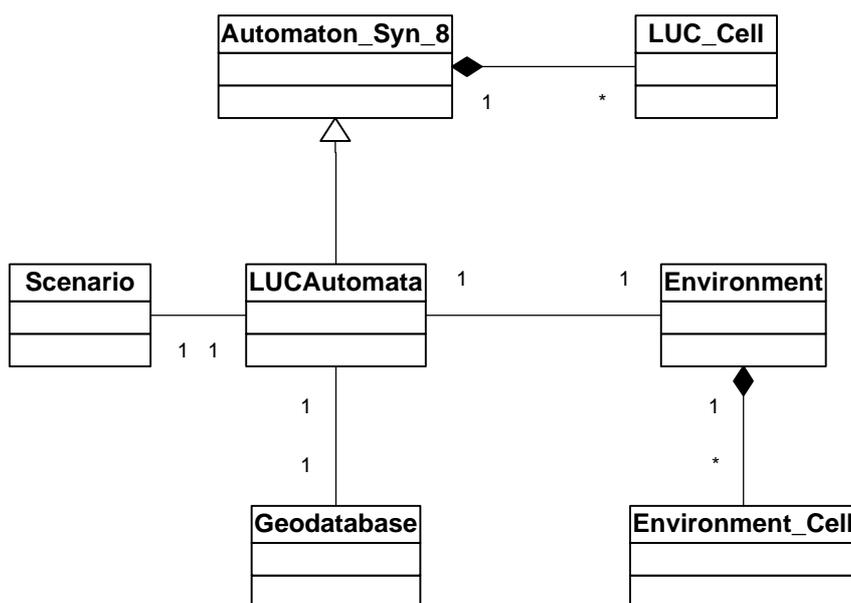


Abbildung 4.11: UML-Klassendiagramm der wichtigsten Elemente des Modells *LUC*Hesse.

Zentrale Klasse ist *LUCAutomata*, die den Modellkern implementiert und sowohl für den Simulationsablauf als auch für die Datenverwaltung und die Kommunikation mit der HILLS Datenbank verantwortlich ist. Sie ist aus der Basisklasse *Automaton_Syn_8* abgeleitet, die von der Klassenbibliothek *Ecosim* (LOREK UND SONNENSCHNEIN, 1999) bereitgestellt wird und Grundfunktionen eines Zellularautomaten in Form von Methoden zugänglich macht. Diese Methoden umfassen u.a. die Verwaltung der räumlichen Rasterdaten und die synchrone Berechnung der Zustandsänderungen während eines Zeitschritts. Im folgenden wird ausführlicher auf die Module *Verwaltung der Rasterdaten*, *Ablauf einer Simulation* sowie *Kommunikation mit der HILLS Datenbank* eingegangen.

Verwaltung der Rasterdaten

Jede Rasterzelle wird durch ein Objekt der Klasse *LUC_Cell* repräsentiert. Auf dieser Ebene werden die Zustandsvariable *Landnutzungsklasse* sowie Informationen, die sich während des Simulationslaufs verändern können, verwaltet. Im Falle von *LUC*Hesse sind dies der Vektor für die Standortbewertung und Informationen über die Siedlungsdichte und Naturschutzgebietsfläche (wobei letztere bisher statisch bleibt) einer Rasterzelle. Die Objekte werden als zweidimensionales Feld entsprechend ihrer räumlichen Lage von der Basisklasse *Automaton_Syn_8* verwaltet.

Die nicht-veränderlichen naturräumlichen Standorteigenschaften Ertragsklasse und Hangneigung sowie die Referenzen auf die Elemente der höheren Skalenebenen Gemeinde und RAUMIS-Kreis werden für jede Rasterzelle in einem Objekt der Klasse *Environment_Cell* zusammengefasst. Verantwortlich für deren Verwaltung ist ein Objekt der Klasse *Environment*, das Methoden zur Bewertung der naturräumlichen Standortpotenzials für die unterschiedlichen Landnutzungsklassen in Abhängigkeit von den erlaubten Landnutzungsänderungen (Transitionsmatrix) sowie Methoden zur Klassifizierung der Eingangsdaten (z. B. Hangneigung) bereitstellt. Eine Änderung etwa einer Klassifizierungsvorschrift oder eines Bewertungsverfahrens, beschränkt die erforderlichen Änderungen damit auf dieses Modul.

Ablauf einer Simulation

Für den ersten Teil eines Simulationszeitschritts wird in *LUCAutomata* die geerbte virtuelle Methode *calculate* verwendet, die der Zellularautomat quasi-synchron auf jedes *LUC_Cell* Objekt anwendet. In dieser Methode sind die in den vorigen Abschnitten vorgestellten Verfahren zur Standortbewertung implementiert. Hier findet die Zusammenführung des naturräumlichen Standortpotenzials (s.o.) mit den Nachbarschaftsbeziehungen und den lokalen Informationen von *LUC_Cell* statt. Ergebnis der Bewertungsroutine ist ein Vektor mit der Bewertung der Standortpotenziale für die unterschiedlichen Landnutzungsklassen, sowie eine Reihe modellintern benötigter Informationen, z. B. über die bereits in einem Kreis vorhandene Siedlungsfläche. Weiterhin findet in jedem Zeitschritt eine statistische Auswertung der aktuellen Landnutzungsverteilung statt.

Zweiter Teil eines Simulationsschritts ist die Zuordnung des Makrobedarfs einer jeweiligen Landnutzungsklasse an die am besten geeigneten Rasterzellen auf Kreisebene. Deren Zustandsvariable wird entsprechend verändert. *LUCAutomata* stellt für diese Aufgabe für jede Landnutzungsklasse eine eigene Methode bereit, wobei die Reihenfolge der Ausführung in der Zuordnungshierarchie festgelegt wird. Der Makrobedarf für einen Zeitschritt wird durch die entsprechende Methode eines Objekts der Klasse *Szenario* auf Grundlage der Trendvorgaben für jeden RAUMIS-Kreis berechnet und verfügbar gemacht.

Kommunikation mit der HILLS Datenbank

Dieses Modul, realisiert als Klasse *Geodatabase*, umfasst Funktionen zur Kommunikation mit der HILLS Datenbank zum Einlesen von räumlichen Daten und Trendvorgaben der Szenarien ebenso wie zum Schreiben der Simulationsergebnisse. Die Routinen zum Einlesen der Daten werden während der Initialisierungsphase des Modells im Konstruktor der Klasse *LUCAutomata* gestartet. Szenariendaten werden an das zuständige *Szenario* Objekt übergeben, während die Standorteigenschaften für die Rasterzellen in die beiden oben vorgestellten Datenstrukturen für Rasterdaten übertragen werden. Auch das Schreiben der Simulationsergebnisse wird durch die Klasse *LUCAutomata* in einem Intervall von fünf Simulationszeitschritten durchgeführt (entsprechend der HILLS Anforderungen, siehe Kapitel 6), wobei die aktuelle Landnutzungsklasse jeder Rasterzelle in die Datenbank geschrieben wird. Für den Aufbau der Datenbank sei ebenfalls auf Kapitel 6 verwiesen.

4.6.2 Realisierung der Softwarekomponente

Um *LUC*Hesse aus ArcGIS heraus nutzen zu können, wurde aus dem Modell eine Softwarekomponente mit dem Komponentenmodell COM entwickelt (Abbildung 4.12). Sie tritt nach außen als Dienstanbieter auf und bietet Klienten über die Schnittstelle *ILUC*Hesse Funktionen zur Kommunikation mit dem Modell an und bildet damit eine Kapsel um die in 4.6.1 beschriebene Klassenstruktur. Als Klient kann ein beliebiges Programm auftreten, das in der Lage ist COM Objekte zu nutzen. In HILLS treten Simulationsdienste als Klienten auf (Kapitel 6).

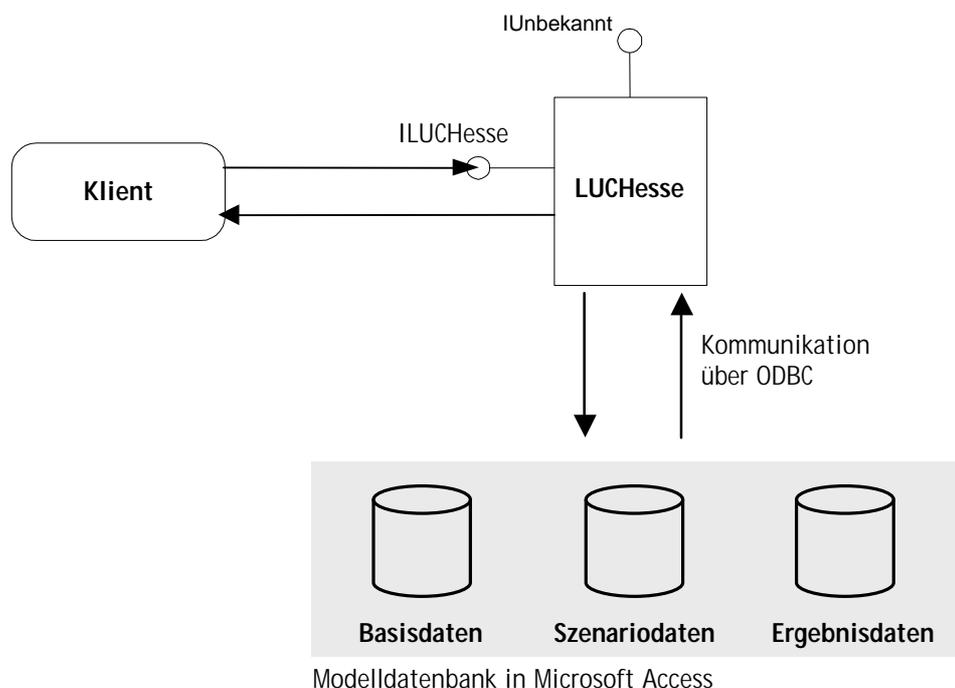


Abbildung 4.12: Schematischer Aufbau der komponentenbasierten *LUC*Hesse Arbeitsumgebung.

Die Schnittstelle *ILUC*Hesse umfasst die Funktionen *init()* und *stepYear()* zur Steuerung eines Simulationslaufs. Die Funktion *init()* dient zur expliziten Initialisierung von *LUC*Hesse über den Konstruktor der *LUCAutomata* Klasse. Als Parameter werden Referenzen auf die Datenbank, in denen sich die Basisdaten zur Gebietsbeschreibung und die Szenariodaten befinden sowie die Datenbank, in welche die Simulationsergebnisse (*Ergebnisdaten*) geschrieben werden sollen, übergeben. Alle Banken müssen dabei als ODBC Datenquellen verfügbar sein.

Die Funktion *stepYear()* führt einen Simulationsschritt (1 Jahr) bestehend aus Standortbewertung und Bedarfszuordnung aus. Auch hier werden Methoden der Klasse *LUCAutomata* aufgerufen, die alle notwendigen Funktionen ausführen. In einem Intervall von fünf Zeitschritten werden die Simulationsergebnisse wie schon beschrieben in die *Ergebnisdatenbank* geschrieben. Die *LUC*Hesse Komponente arbeitet damit über den Simulationszeitraum als abgeschlossenes Modell in ihrem eigenen Datenraum.

5 Modellierung der Kohlenstoffflüsse und -speicher

5.1 Zielsetzung und Vorgehensweise

Für die Berechnung der Kohlenstoffflüsse zwischen Atmosphäre, Vegetation und Böden wird in dieser Arbeit das prozessbasierte Ökosystemmodell *Century* (PARTON ET AL., 1987) eingesetzt. Ziel ist es, die Wirkung der Landnutzung und der mit *LUCHesse* berechneten Landnutzungsänderung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung in Agrar- und Forstsystemen abzubilden, indem über die Flüsse die Änderung der Menge an Kohlenstoff (C) in Böden und Vegetation bestimmt wird. Dabei müssen drei Problemfelder bearbeitet werden:

- Berechnung der Speicheränderung in der organischen Bodensubstanz durch die Stilllegung von Ackerflächen.
- Berechnung der Speicheränderung in der Vegetationsbiomasse von bestehenden forstwirtschaftlich genutzten Wäldern.
- Berechnung der Speicheränderung in der organischen Bodensubstanz und in der Vegetationsbiomasse durch Aufforstung von Flächen.

Im Wesentlichen sprechen drei Punkte für die Nutzung von *Century* (siehe auch Kapitel 2). Zunächst bietet es die Möglichkeit, sowohl Agrar- als auch Forstsysteme zu simulieren (s.u.) und kann damit das gesamte Aufgabenspektrum der Arbeit abdecken. Weiterhin kann *Century* als Gleichgewichtsmodell mit relativ wenigen Eingangsdaten betrieben werden (siehe Abschnitt 5.4.3), die räumlich für die gesamte Untersuchungsregion zur Verfügung stehen. Darüber hinaus ist anzuführen, dass der Quelltext des Modells zugänglich und somit eine Anpassung seiner Softwarestruktur für die Kopplung mit *LUCHesse* in HILLS möglich.

Abschnitt 5.2 gibt zunächst einen Überblick über Aufbau und Funktion des *Century* Modells. Anschließend stellt Abschnitt 5.3 die softwaretechnische Struktur des Modells vor. Auf diesen Grundlagen wird in Abschnitt 5.4 eine räumliche Modellversion mit dem Arbeitstitel *GIS-Century* entwickelt, die innerhalb von HILLS Verwendung findet. In den Abschnitten 5.5 bis 5.7 werden Anwendungsschemata für *GIS-Century* für die oben aufgeführten Problemfelder entwickelt. In diesem Rahmen werden jeweils auch Aspekte der Modellvalidierung betrachtet.

5.2 Beschreibung des Century-Modells

5.2.1 Übersicht

Die folgenden Ausführungen stützen sich im wesentlichen auf die Angaben in PARTON ET AL. (2001). Demnach ist *Century* ein allgemeines Computermodell für Pflanzen-Boden-Ökosysteme. Es simuliert Pflanzenwachstum, Kohlenstoff- und Nährstoffdynamik im Boden sowie Bodentemperatur und Bodenfeuchte von Grünland-, Ackerland-, Wald- und Savannenökosystemen. Das Modell arbeitet räumlich nicht explizit. Vielmehr wird ein in seinen Eigenschaften homogener Standort angenommen. Die Simulation erfolgt in monatlichen Zeitschritten. Wichtigste Eingangsdaten sind der monatliche Niederschlag, monatliche mittlere maximale und minimale Temperatur, Bodentextur, Lignin- und Nährstoffgehalte der Pflanzenbiomasse sowie Stickstoffeintrag in den Boden durch die Atmosphäre und durch Düngung. Ein wesentliches Merkmal des *Century* Modells ist die Möglichkeit, sowohl Ereignisse wie Feuer und Stürme als auch anthropogene Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Holzentnahme, Düngung und Ernte abbilden zu können.

Das Modell wurde bereits in einer Reihe von Simulationsstudien erfolgreich für Fragestellungen im Forst- und Agrarsektor angewendet. Als Beispiel für den Forstsektor seien u.a. PENG ET AL. (2002) angeführt, die den Effekt verschiedener Bewirtschaftungsmuster auf die Biomasseproduktion von borealen Wäldern untersuchen. Im Agrarsektor nutzen KELLY ET AL. (1997) *Century* zur Simulation von Langzeitexperimenten über den Einfluss von Düngung und Bewirtschaftung auf das Pflanzenwachstum. GILMANOV ET AL. (1997) untersuchen den Einfluss von klimatischen Aspekten auf verschiedene Grünlandökosysteme in Russland und MICKHAILOVA ET AL. (2000) simulieren die Wirkung einer Landnutzungsänderung von Grünland nach Dauerbrache auf die Änderung des Bodenkohlenstoffs.

Century kann in drei Teilmodelle gegliedert werden (PENG UND APPS, 1999): Wasser- und Temperaturhaushalt des Bodens, Pflanzenwachstum für Wald, Savanne und Grünland/Ackerland sowie ein einheitliches Bodenmodell zur Beschreibung der Dynamik von organischer Bodensubstanz und der Nährstoffkreisläufe von Stickstoff (N), Phosphor (P) und Schwefel (S). Die Simulation von P und S ist dabei optional. Während das Bodenmodell sehr detailliert gestaltet ist, sind die Pflanzenwachstumsmodelle relativ einfach gehalten. Da die Fragestellung dieser Arbeit auf den Kohlenstoffkreislauf abzielt, wird nur Stickstoff als zentrales Nährelement (AMBERGER, 1996) simuliert. Die Elemente P und S werden nicht berücksichtigt. Im Folgenden werden die Teilmodelle für Boden und Vegetation genauer vorgestellt, wobei Fragestellungen des Wasser- und Temperaturhaushalts beim Bodenmodell berücksichtigt werden.

5.2.2 Bodenmodell: „Dynamik der organischen Bodensubstanz“

Century unterteilt die organische Bodensubstanz („Soil Organic Matter“, SOM) in zwei aktive Speicher mit Umsatzzeiten von ein bis fünf Jahren (mikrobielle Biomasse und Metabolismusprodukte), einen langsamen Speicher mit Umsatzzeiten von 20 – 40 Jahren, der stabilisierte Abbauprodukte umfasst und einen passiven Speicher (200 – 15.000 Jahre Umsatzzeit), der hochgradig stabilisierte organische Bodensubstanz beinhaltet (PENG UND APPS, 1999). Die Umsatzzeiten sind abhängig von einer für jeden Pool spezifischen maximalen Abbaurate, die durch einen „abiotischen Boden-Abbaufaktor“ (PARTON ET AL., 2001) reduziert wird. Dieser Faktor ist abhängig von Bodentemperatur und Bodenfeuchte. Sowohl hohe Bodentemperaturen als auch ein günstiges Verhältnis zwischen Wasserangebot (Bodenwasser und Niederschlag) und potentieller Evapotranspiration führen entsprechend der Modellformulierung zu hohen Abbauraten. Flüsse zwischen den Speichern werden bestimmt durch die für den jeweiligen Pool spezifische Abbaurate und der mikrobiellen Respirationrate, die beide funktional abhängig sind von der Bodentextur (PENG UND APPS, 1999). Ein hoher Ton- und geringer Sandanteil vergrößert den Fluss von Abbauprodukten aus dem aktivem und dem langsamen Speicher in den passiven Speicher und bewirkt somit eine erhöhte Stabilisierung der organischen Bodensubstanz. Dieser Effekt ist für die langfristige Speicherkapazität eines Bodens für Kohlenstoff von großer Bedeutung. Weiterhin differenziert *Century* vier Speicher für die organische Substanz in der oberirdischen und unterirdischen Biomasse von abgestorbenen Pflanzen- und Wurzelresten. Diese Speicher werden jeweils unterteilt in einen „strukturellen Teil“, der langsam abgebaut wird und einem mikrobiell gut verfügbaren Teil („Metabolic Pool“), der wesentlich schneller abgebaut werden kann.

Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf sind gleich aufgebaut und durch das C:N Verhältnis der organischen Substanz miteinander verkoppelt. Während das C:N Verhältnis der Strukturpools konstant ist, wird es im „Metabolic Pool“ durch den Stickstoffgehalt der in den Boden eingetragenen

Pflanzenreste bestimmt. Somit ist das C:N Verhältnis der neu gebildeten organischen Bodensubstanz abhängig vom Stickstoffanteil des abgebauten Pflanzenmaterials. Die Spanne für das C:N Verhältnis liegt bei 5 bis 20. Im Vergleich dazu beträgt das C:P Verhältnis 100 bis 400. Stickstoff kann durch atmosphärische Deposition, durch symbiotische und nicht-symbiotische Fixierung sowie über Düngemittel in das Boden-Pflanze-System gebracht werden. Stickstoffverluste durch Auswaschungseffekte sind abhängig von der Bodentextur und dem Bodenwasserhaushalt.

5.2.3 Vegetationsmodell: „Pflanzenwachstum und Management“

Übersicht

Das Vegetationsmodell von *Century* stellt generische Pflanzenwachstumsmodelle bereit, die für Wald, Grünland/Acker und Savannenökosysteme parametrisiert werden können. In Abhängigkeit von Nährstoffverfügbarkeit und von klimatischen Faktoren werden die oberirdische und unterirdische Biomasseproduktion sowie die Allokation von Kohlenstoff und Nährstoffen in den verschiedenen Pflanzenbestandteilen simuliert. Wichtig für die Anwendung in Hessen sind das Waldmodell und das Grünland/Ackermodell, die sich in ihren Allokationsschemata voneinander unterscheiden. Die monatliche Nettoprimärproduktion (NPP) wird berechnet als das Minimum aus klimatisch limitierter Nettoprimärproduktion NPP_C und nährstofflimitierter Nettoprimärproduktion NPP_N (PARTON ET AL., 2001):

$$NPP = \min(NPP_C, NPP_N),$$

wobei der klimatisch limitierte Term definiert ist als

$$NPP_C = NPP_{\max} * f(T) * f(M) * f(S).$$

Der Term NPP_{\max} beschreibt die aufgrund ihrer genetischen Vorgaben maximal erreichbare Nettoprimärproduktion einer Vegetationsart. Dieser maximale Wert wird limitiert durch Temperatur- (T), Bodenfeuchte- (M) sowie Selbstbeschattungseffekte (S). Demgegenüber ist die nährstofflimitierte NPP_N festgelegt als

$$NPP_N = \sum_i (N_{\text{avail}} * W_{\text{root}} * N_{\text{fix}}) F_i * (C : N)_i.$$

Die Gleichung beschreibt die Summe über die NPP der verschiedenen Pflanzenbestandteile. Der Term N_{avail} bezeichnet den in der Bodenlösung und in den Pflanzenpools verfügbaren Stickstoff. W_{root} ist ein Gewichtungsfaktor, der die N-Aufnahme mit der Wurzelbiomasse in Bezug setzt. N_{fix} legt die Stickstofffixierung durch die Pflanze fest. Der Term F_i ist der aufgenommene Stickstoff, der im jeweiligen Pflanzenteil festgelegt wird. Der letzte Term schließlich beschreibt das C:N Verhältnis des jeweiligen Pflanzenbestandteils. Im Folgenden werden die verschiedenen Allokationsschemata des Wald- und Grünland/Ackermodells vorgestellt, wobei auch auf die Modellierung von Bewirtschaftungsmaßnahmen eingegangen wird.

Das Waldmodell

Das Waldmodell teilt die monatlich neu produzierte Biomasse und die aufgenommenen Nährstoffe den Bestandteilen (Speicher bzw. Pools) Blätter, Feinwurzeln, Grobwurzeln, Äste und Derbholz zu. Dies geschieht anhand von Vorgaben, die spezifisch für den jeweils modellierten Waldtyp sind. Das Modell unterscheidet zwischen Laub- und Nadelbäumen. Nadelbäume sind durch ein kontinu-

erliches Wachstum über das Jahr charakterisiert, während Laubbäume in den Seneszenzmonaten (Herbst, Winter) einen Großteil ihrer Blattbiomasse verlieren. Der Einfluss von Feuer, Sturm und Holzentnahme kann über Ereignisse dargestellt werden. Jedes Ereignis spezifiziert dabei die Entnahme eines Anteils der lebenden Biomasse aus den Pools und den Anteil, der im Wald verbleibt.

Das Modell für Grünland/Acker

Century enthält ein Pflanzenwachstumsmodell zur Simulation von Grünland und einer Vielzahl verschiedener Feldfrüchte für den Ackerbau. Die Allokation der erzeugten Biomasse erfolgt in Pools für lebende Spross- und Wurzelbiomasse, Korn sowie stehende tote Pflanzenbiomasse („Standing Dead“). Das Modell erhebt dabei nicht den Anspruch ein vollwertiges Ertragsmodell zu sein. Vielmehr weisen PARTON ET AL. (2001) darauf hin, dass der Parameter NPP_{max} dazu genutzt werden kann, die Ertragsleistung an Messdaten zu kalibrieren, um realistische Werte für die Biomasseproduktion zu erhalten. Diese sind entscheidend für den Anteil des Kohlenstoffs, der über abgestorbene Pflanzenreste in den Boden gelangt und in die SOM Pools eingebaut wird. Der Ernteindex (Verhältnis Korn zu Gesamtbiomasse) für Getreide wird als Parameter vorgegeben und gibt das genetisch festgelegte Maximum wieder, das durch Temperatur- und Wasserstress nach Anthese und Kornwachstum weiter eingeschränkt wird. Landwirtschaftliches Management wird über Ereignisse dargestellt, die zeitlich bestimmten Monaten zugeordnet sind und über spezifische Parametersätze definiert werden. Im Rahmen dieser Arbeit werden die folgenden Ereignisse für das Modell Grünland/Acker parametrisiert und angewendet:

- | | |
|--------------------------|--|
| Düngerapplikation | Dieses Ereignis definiert die Eingabe von Stickstoffdünger in das System Boden-Pflanze. Die Angaben erfolgen in $g N/m^2$. |
| Getreideernte | Bei einem Ernteereignis von Getreide wird das Korn aus dem System entfernt. Weiter wird der Anteil des Stroh festgelegt, der vom Acker entfernt wird. Der verbleibende Anteil gelangt in den Speicher für die stehende tote Pflanzenbiomasse oder in die Speicher für oberirdische tote Pflanzenbiomasse. |
| Heuernte | Heuernte entfernt einen festgelegten Anteil der oberirdischen Biomasse bei Grünlandnutzung aus dem System. Im Gegensatz zur Getreideernte bleibt die zurückbleibende Pflanzenbiomasse am Leben. |
| Pflugeinsatz | Dieses Ereignis transferiert einen festgelegten Anteil der stehenden toten Pflanzenbiomasse und der lebenden ober- und unterirdischen Biomasse in die Speicher für tote Pflanzenbiomasse und macht sie damit den Abbauvorgängen des Bodenmodells zugänglich. Der Pflugeinsatz beschleunigt die Abbauvorgänge, wobei die Stärke dieses Effekts über den Parametersatz festgelegt werden kann. |
| Weidenutzung | Bei der Weidenutzung wird ein festgelegter Anteil der stehenden toten Pflanzenbiomasse sowie der lebenden oberirdischen Biomasse aus dem System entfernt. Weiterhin wird festgelegt, welcher Prozentsatz durch Ausscheidungen der Weidetiere als Düngung in das System zurück gelangt. |

5.3 Arbeitsweise des *Century* Modells

Um *Century* im Rahmen von HILLS nutzen zu können, müssen Änderungen an der Struktur des Modells vorgenommen werden, um eine externe Steuerung des Simulationsablaufs und den Austausch von Eingangs- und Ergebnisdaten zu ermöglichen. Bevor in Abschnitt 5.4 eine konkrete Softwarelösung erarbeitet wird, soll an dieser Stelle eine Analyse der Arbeitsweise des Modells erfolgen. Dabei wird zunächst auf den Ablauf einer Simulation und anschließend auf den softwaretechnischen Aufbau der bestehenden *Century* Arbeitsumgebung eingegangen.

5.3.1 Ablauf einer Simulation

Eine *Century* Simulation besteht aus zwei Hauptbestandteilen: (1) Die Beschreibung des Standorts (*Site*) sowie (2) Angaben zum zeitlichen Ablauf der Bewirtschaftung (Management-Schema). Die Standortbeschreibung enthält zum einen Angaben über die abiotischen Standorteigenschaften wie Klima und Boden. Zum anderen umfasst sie Anfangswerte u.a. für die organische Substanz von Vegetation und Boden, die mineralischen Nährstoffvorräte und den Bodenwassergehalt. Eine genaue Bestimmung dieser Anfangswerte ist allerdings nicht notwendig, wenn das Modell zu Beginn der Simulation zunächst in einen Gleichgewichtszustand (Equilibrium) gebracht wird (Abschnitt 5.4.3).

Das Management-Schema enthält Angaben zu den Rahmenbedingungen der Simulation, Definitionen der Managementblöcke sowie einen Ablaufplan, der den zeitlichen Ablauf der Simulation a priori festlegt. Rahmenbedingungen umfassen u.a. Informationen zur Schätzung von Anfangswerten, zur Entwicklung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre sowie über Start- und Endzeitpunkt der Simulation. Die Definition eines Managementblocks enthält eine Sequenz von Bewirtschaftungsmaßnahmen (Ereignissen), die jeweils in der zeitlichen Auflösung von einem Monat angegeben werden. Ein Block kann dabei eine Länge von einem oder mehreren Jahren besitzen. Das nachfolgende Beispiel zeigt den möglichen Aufbau eines Managementblocks für die Bewirtschaftung eines Standorts mit Sommergetreide:

Managementblock Sommerweizen (Länge 1 Jahr)

- Monat 3: Vegetation: Feldfrucht Sommerweizen (Saat)
- Monat 4: Ereignis: Düngung 4 g N/m²
- Monat 6: Ereignis: Düngung 4 g N/m²
- Monat 8: Ereignis: Getreideernte
- Monat 9: Ereignis: Pflugeinsatz

In diesem Beispiel wird ein Managementblock mit der Länge von einem Jahr definiert. Zunächst wird als Vegetation Sommerweizen festgelegt (Saat). Im April und Juni (Monate 4 und 6) erfolgt jeweils eine Düngung mit 4 g N/m² (entspricht 40 kg N/ha). Im August wird das Getreide geerntet und im September schließlich wird der Acker gepflügt. Eine zweigliedrige Fruchtfolge würde einen Ablaufplan über 2 Jahre erfordern. Jeder Bestandteil (Ereignisse) eines Managementblocks wird durch einen vordefinierten Parametersatz beschrieben, den das *Century* Modell einliest. Die Vegetationsauswahl von Weizen etwa bewirkt die Verwendung des Parametersatzes zur Definition der entsprechenden pflanzenphysiologischen Eigenschaften im Vegetationsmodell, während das Düngeereignis eine Aufstockung des mineralischen Stickstoffpools im Bodenmodell veranlasst.

Analog zum Ansatz der objekt-orientierten Programmierung (STROUSTRUP, 2000) wird zwischen Definition und Instanzen eines Managementblocks unterschieden.

Der Ablaufplan ist als Liste, die den gesamten Simulationszeitraum abdeckt organisiert. Jeder Listeneintrag (Zeitblock) beinhaltet Angaben zur Nutzung der Klimadaten, einen eindeutigen Start- und Endzeitpunkt, Informationen zur Frequenz der Ausgabe von Simulationsergebnissen und die Instanz eines Managementblocks. Abbildung 5.1 skizziert diesen Zusammenhang anhand eines Beispiels. Es seien drei Managementblöcke „Weizen“, „Brache“ und „Grünland“ definiert. „Weizen“ und „Brache“ haben dabei jeweils eine einjährige, „Grünland“ hingegen eine zweijährige Dauer. Die Ereignisse innerhalb der Blöcke sind zur besseren Übersicht nicht aufgeführt. Der Ablaufplan des Management-Schemas umfasst einen Simulationszeitraum von 30 Jahren und ist in vier Zeitblöcke unterteilt. Zeitblock 1 und 3 beinhalten jeweils eine Instanz des Weizen-Blocks, die jeweils 10 mal durchlaufen wird.

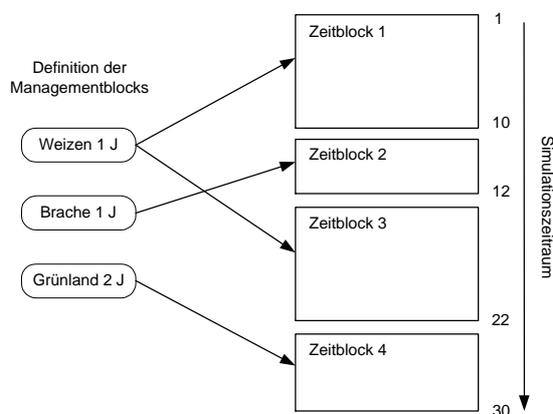


Abbildung 5.1: Beispiel für den schematischen Aufbau eines Ablaufplans, der den zeitlichen Ablauf einer *Century* Simulation festlegt. Jedem Zeitblock ist neben seiner Laufzeit die Instanz eines auszuführenden Managementblocks zugeordnet.

Zeitblock 2 nutzt eine Instanz von „Brache“, die entsprechend 2 mal durchlaufen wird. Zeitblock 4 schließlich verwendet eine Instanz von „Grünland“. Dieser Managementblock wird aufgrund seiner Laufzeit von zwei Jahren viermal durchlaufen. Durch diesen Mechanismus wird es möglich, sowohl Fruchtfolgen als auch Landnutzungsänderungen zu simulieren. In dem genannten Beispiel ist eine einfache Fruchtfolge von Weizen und Brache, sowie eine Landnutzungsänderung von Ackerfläche zu Grünlandbewirtschaftung dargestellt.

5.3.2 Aufbau der Arbeitsumgebung von *Century*

In dieser Arbeit wird die Modellversion 5.2 von *Century* verwendet. Sie ist in der Programmiersprache C++ implementiert, der Quellcode liegt vollständig vor. Der Modellkern ist dabei als eine C++ Klasse implementiert. Die Standortbeschreibung und das Management-Schema sind in Dateien abgelegt (Standortdatei und Managementdatei), wobei ein Plattform-unabhängiges Binärformat (NetCDF) genutzt wird. Die Standortbeschreibung kann alternativ über eine Textdatei erfolgen. In diesem Fall können Beschreibungen nur im Format der vorhergegangenen Modellversion 4 verwendet werden. Dadurch ergibt sich beispielsweise die Einschränkung, dass nur eine Bodenschicht abgebildet werden kann (PARTON ET AL., 2001).

Die Parameter zur Beschreibung der Ereignisse des Management-Schemas (z. B. Ernte und Bewirtschaftung) und zur Beschreibung der Vegetationseigenschaften sind thematisch geordnet ebenfalls in einer Reihe von Textdateien (Parameterdateien) abgelegt. Ergebnisse eines Simulationslaufs können entweder im NetCDF-Format oder als formatierte Textdateien ausgegeben werden. Dabei wird jeweils eine Datei für Variablen zum Kohlenstoffhaushalt in den Bereichen Boden und Vegetation (unterteilt nach Wald und sonstigen Pflanzen) erzeugt. Weiterhin werden Informationen zur CO₂ Bilanz, zum Wasser- und Temperaturhaushalt sowie zu den Nährstoffbilanzen (N, P und S) in separate Ausgabedateien geschrieben.

Die Bedienung des Modells erfolgt entweder über eine Benutzeroberfläche (GUI) oder über eine Kommandozeile. Ein Simulationslauf wird von der Methode RunSimulation() der *Century* Klasse ausgeführt und kontrolliert: Zunächst werden Standort- und Managementdaten sowie die benötigten Parameter eingelesen, dann berechnet das Modell in einer Programmschleife den gesamten Simulationszeitraum gemäß des vorgegebenen Ablaufplans und schreibt die Ergebnisse in die oben genannten thematischen Ausgabedateien.

5.4 Entwicklung von *GIS-Century*

5.4.1 Anforderungen an die Modellstruktur

Aufgabe ist es, die Softwarestruktur von *Century* dahingehend zu verändern, dass es als Teil des HILLS Modellsystems genutzt werden kann. Die Funktionsweise des Modellkerns selbst wird dabei beibehalten. Für den Simulationszeitraum von 30 Jahren soll es möglich sein, die Wirkung der mit *LUC*Hesse räumlich berechneten Änderungen der Landnutzung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung für die entsprechenden Rasterzellen (= Standorte) simulieren zu können. Die Zeitpunkte der Änderungen sind vor der Simulation nicht bekannt, so dass die zeitliche Abfolge der Bewirtschaftungsmaßnahmen für jeden Standort unterschiedlich ist. Daraus folgt, dass keine vordefinierten Management-Schemata genutzt werden können, es sei denn für jede denkbare Situation würde ein entsprechendes Schema entwickelt. Dies bedeutet jedoch einen sehr hohen Informationsüberhang und kommt daher nicht in Frage. Ferner soll gezielt auf einzelne Ergebnisvariablen von *Century* zugegriffen werden können, um sie in weiteren Analysen im Rahmen der gegebenen Problemstellung zu nutzen. Zusammenfassend lassen sich damit drei Anforderungen an die Änderung der softwaretechnischen Struktur des Modells formulieren:

- Steuerung der Simulation in einzelnen Zeitschritten (Schrittsteuerung),
- Zugang zu einzelnen Variablen der Simulationsergebnisse,
- Nutzung des Modells in einem GIS-Kontext (räumliche Simulation).

Im folgenden wird mit *GIS-Century* eine Softwarelösung entwickelt, die diese Anforderungen erfüllt und im Rahmen des HILLS Modellsystems eingesetzt wird (Kapitel 6).

5.4.2 Konzeption von *GIS-Century*

Bisher ist *Century* nur als eigenständiges Programm verfügbar. Ziel ist daher, diese Struktur aufzubrechen und das Modell als Softwarekomponente für das GIS verfügbar zu machen. Zunächst sollen jedoch Ansatzpunkte für Lösungen der Probleme der Schrittsteuerung und der geänderten Anforderungen an die Eingabe/Ausgabe von Daten und Parametern vorgestellt werden.

Steuerung der Simulation in einzelnen Zeitschritten

Im vorigen Abschnitt wurde die Beziehung zwischen Zeitblöcken und Managementblöcken in *Century* vorgestellt. Im Ursprungsmodell ist diese Beziehung vor Simulationsbeginn festgelegt. Diese statische Zuordnung wird aufgehoben und erfolgt in *GIS-Century* dynamisch während der Laufzeit. Dazu werden zwei Typen von Zeitblöcken eingeführt: Gleichgewichts- und Landnutzungsblöcke. Gleichgewichtsblöcke dienen dazu, das Modell mit einer festen Landnutzung über mehrere Jahrzehnte oder Jahrhunderte in einen Gleichgewichtszustand zu bringen (siehe Abschnitt 5.4.3). Landnutzungsblöcke haben demgegenüber die Länge von einem Jahr und werden genutzt, um den Simulationszeitraum zeitlich abzudecken (hier: 1990 – 2020). Der durch das Management-Schema definierte Ablaufplan enthält entsprechend zunächst einen oder mehrere Gleichgewichtsblöcke, gefolgt von dreißig Landnutzungsblöcken, denen zu Beginn der Simulation noch keine Instanzen von Managementblöcken zugeordnet sind. Weiterhin umfasst die Managementdatei eine Sammlung von vordefinierten Managementblöcken mit der Länge von jeweils einem Jahr. Alle Nutzungsalternativen, die während eines Simulationszeitraums zulässig sind, müssen hier als separate Blöcke abgelegt werden.

Auf Ebene der Programmlogik wird die Methode `RunSimulation()` ersetzt durch zwei Methoden zur schrittweisen Ausführung der Simulation. Über die Methode `selectManagement()` kann einer der in der Managementdatei vordefinierten, Managementblöcke ausgewählt werden, der im nächsten Jahr der Simulation (zwölf Monatsschritte) verwendet wird. Hier findet eine dynamische Zuweisung an die Landnutzungs- bzw. Gleichgewichtsblöcke statt, die es erlaubt, während der Simulation mit der Auflösung von einem Jahr das Management zu ändern. Die Methode `SimStep()` führt einen Monatszeitschritt der Simulation aus – die Hauptschleife des Modells wird nicht mehr vollständig, sondern schrittweise durchlaufen, wodurch die Ablaufsteuerung auf die Ebene der Softwarekomponente verlagert wird (s.u.).

Zugang zu einzelnen Variablen der Simulationsergebnisse

Die Routinen zum Einlesen der Standortdaten und des Management-Schemas werden nicht verändert. Die Standortdatei muss dabei momentan im Textformat vorliegen. Da sie für jeden simulierten Standort dynamisch generiert werden muss, ist diese Lösung mit weniger programmiertechnischem Aufwand verbunden, als die Generierung von NetCDF-Dateien. Als Nachteil wird eine Beschränkung auf die Century 4 Parametersätze zur Standortbeschreibung in Kauf genommen.

Die Möglichkeit einer Ausgabe von Modellergebnissen in die Ausgabedateien bleibt als Option bestehen. Als zusätzliche Funktionalität werden jedoch Methoden eingeführt, die jeweils die Ergebnisvariablen eines Themenbereichs als Vektor (Feld) zurückgeben (`getSoilC()`, `getForestC()` usw.). Die aufrufende Instanz hat somit die Möglichkeit, auf eine bestimmte Ergebnisvariable über den Feldindex direkt zuzugreifen und diese weiterverarbeiten zu können.

Nutzung des Modells in einem GIS Kontext: Eine Komponentenlösung

Auf Grundlage des umgestalteten *Century* Modells wird eine Softwarekomponente entwickelt (Abbildung 5.2). Um den C++ Modellkern (*Century*-Objekt) wird dabei ebenso wie beim *LUCHesse* Modell eine Kapsel gelegt. Als Komponentenmodell wird wiederum das Component Object Model (COM) verwendet, da dieses Format von ArcGIS unterstützt wird. Das COM Objekt (*GIS-Century*) tritt nach außen als Dienstanbieter auf und bietet Klienten über eine Schnittstelle (*ICentury*)

Methoden zur Simulationssteuerung und zur Abfrage von Simulationsergebnissen (Datenaustausch) an. Als Klient tritt im Rahmen des HILLS Modellsystems eine Visual Basic Applikation (in ArcGIS) auf. Aus Abbildung 5.2 wird deutlich, dass die ursprüngliche Struktur der Arbeitsumgebung von *Century* erhalten bleibt. So finden sich dort weiterhin die Standort- und Managementdateien, ebenso wie die Parameterdateien und die optional erzeugten Ausgabedateien wieder.

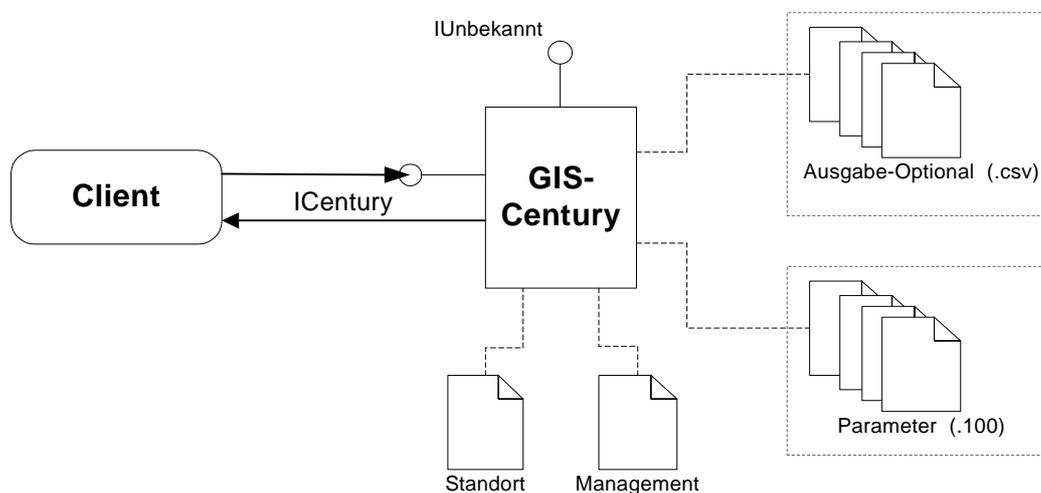


Abbildung 5.2: Schematischer Aufbau der GIS-Century Arbeitsumgebung

Die *GIS-Century* Schnittstelle `ICentury` umfasst die Funktionen `init()`, `stepYear()`, `runEquilibrium()` und `terminateSimulation()` für den Bereich Simulationssteuerung sowie `getCO2()`, `getCropC()`, `getForestC()`, `getSoilC()`, `getNPS()` und `getWt()` für den Bereich Datenaustausch. Die Funktion `init()` dient zur Initialisierung des Century-Objekts für einen Simulationslauf. Hier erfolgt eine Angabe der Pfade für die Standort-, Management- und Parameterdateien, ebenso wie eine Auswahl, ob explizite Ergebnisdateien erzeugt werden sollen. Das Gegenstück dazu bildet `terminateSimulation()`. Diese Funktion schließt einen Simulationslauf ab und gibt die belegten Ressourcen wieder frei. Hier wird u.a. der Destruktor des Century-Objekts aufgerufen.

Die Funktionen zur Simulationssteuerung dienen dazu, den Ablaufplan eines ausgewählten *Management-Schemas* sequentiell zu durchlaufen. Über `runEquilibrium()` kann ein Gleichgewichtsblock mit einer definierten Anzahl von Jahren ausgeführt werden, während `stepYear()` die Simulation für ein Jahr ausführt. Beiden Funktionen wird über einen Übergabeparameter mitgeteilt, welches Management im aktuellen Zeitblock verwendet werden soll. Dieses Vorgehen setzt einen „intelligenten“ Klienten voraus, denn dieser ist für den geregelten Simulationsablauf verantwortlich, da *GIS-Century* keine a priori Informationen über die Zuordnung der Managementblöcke zu den Zeitblöcken des Ablaufplans besitzt. Wie bereits angedeutet, beträgt die zeitliche Auflösung von *GIS-Century* ein Jahr. Intern wird jedoch weiterhin in Monatsschritten gerechnet. Ein Aufruf von `stepYear()` führt entsprechend 12 Zeitschritte mit der Methode `SimStep()` auf Ebene des Century-Objekts aus. Die Schnittstellenfunktionen zum Datenaustausch rufen die korrespondierenden Methoden des Century-Objekts auf und liefern als Ergebnis einen Vektor zurück, der die Ergebnisvariablen der jeweiligen Kategorie enthält. Eine Aktualisierung der internen Ergebnisvariablen auf Seite von *GIS-Century* erfolgt nach jedem Zeitblock des Ablaufplans. Der Klient hat somit die Möglichkeit, gezielt über den Vektorindex auf einzelne Variablen zuzugreifen.

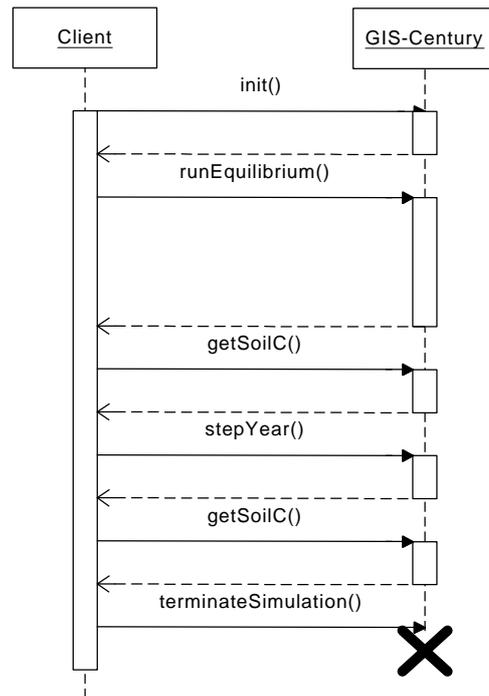


Abbildung 5.3: Schematischer Ablauf einer Simulation mit *GIS-Century* als UML-Sequenzdiagramm.

Ein schematischer Simulationslauf ist in Abbildung 5.3 als UML-Sequenzdiagramm dargestellt. Zunächst initialisiert der Klient (Client) über die Schnittstellenfunktion `init()` das Century-Objekt von *GIS-Century*. Danach wird mit der Funktion `runEquilibrium()` ein Gleichgewichtsblock mit einem ausgewählten Management ausgeführt. Nach Beendigung können z. B. über die Funktion `getSoilC()` für den Bereich Bodenkohlenstoff die Ergebnisvariablen abgeholt werden. Über den wiederholten Aufruf der Methode `stepYear()` wird der Simulationszeitraum in Jahresschritten durchlaufen. Auch hier können die aktualisierten Ergebnisvariablen nach jedem Zeitschritt vom Klienten abgerufen werden. Zum Abschluss des Simulationslaufs gibt die Funktion `terminateSimulation()` die von *GIS-Century* belegten Systemressourcen wieder frei.

5.4.3 Modellanwendung in Hessen

An dieser Stelle soll eine Diskussion darüber erfolgen, wie *GIS-Century* in einer räumlichen Arbeitsumgebung (im GIS) eingesetzt werden kann. Fragestellungen umfassen die Parametrisierung sowie die konzeptionelle Nutzung des Modells.

GIS-Century kann prinzipiell auf zwei Arten betrieben werden. Zum einen kann über die Vorgabe von Anfangswerten ein definierter Startpunkt definiert werden. Zum anderen kann es als Gleichgewichtsmodell genutzt werden. Im ersten Fall werden neben Klima- und Bodendaten sehr detaillierte Angaben zu den jeweiligen Anfangszuständen der Kohlenstoff- und Nährstoffspeicher sowie zum Bodenwasserhaushalt benötigt (PARTON ET AL., 2001). Insgesamt müssen weit über 100 Größen initialisiert werden. Bedingt dadurch besteht eine starke Abhängigkeit der Simulationsergebnisse vom Ausgangswert der Zustandsgrößen, womit diese Methode hohe Anforderungen an die Genauigkeit der Parametrisierung des Modells stellt.

Dem steht die Möglichkeit einer Nutzung als Gleichgewichtsmodell gegenüber. Hier wird mit dem Modell zunächst ein Zeitraum von mehreren 100 Jahren simuliert bis sich ein Gleichgewicht der

Speichergrößen einstellt. Dieses Gleichgewicht kann als charakteristischer Systemzustand unter den vorgegebenen Standort- und Managementbedingungen angesehen werden, in den sich das Umweltsystem „einschwingt“. Vorteil dieser Vorgehensweise ist eine weitgehende Unabhängigkeit von den Anfangswerten der Speichergrößen.

GIS-Century wird in HILLS räumlich betrieben, d.h. Simulationsläufe werden für eine große Anzahl von Rasterzellen mit unterschiedlichen naturräumlichen Eigenschaften, die sie als Standorte charakterisieren, durchgeführt. Daten, aus denen die Anfangswerte bestimmt werden könnten, liegen in räumlicher Form nicht vollständig vor, weshalb das Modell als Gleichgewichtsmodell genutzt wird. Zur Parametrisierung für einen Standort sind in diesem Fall neben den entsprechenden Managementinformationen lediglich Daten über Bodentextur und Klima notwendig. Eine Ausnahme bilden Aufforstungsflächen. Hier sind zusätzlich Annahmen über den Anfangszustand der Biomassepools der dort etablierten Waldvegetation zu treffen. Wie in den nächsten Abschnitten noch ausführlich beschrieben wird, besteht ein Simulationslauf zunächst aus einem Teilbereich, der das Modell in einen Gleichgewichtszustand bringt. Anschließend werden entweder Einzelschritte durchgeführt, die das Verhalten des Systems während des Simulationszeitraums simulieren (Aufforstung, Konversion Ackerbau zu Grünland) oder es wird eine exemplarische Bewirtschaftungsperiode (bestehende Waldflächen) simuliert.

Zur Parametrisierung des Bodens werden Informationen zur Lagerungsdichte und zur Korngrößenzusammensetzung benötigt, die sich aus Bodenkarten ableiten lassen. Variablen für monatliche Minimal- und Maximaltemperatur sowie monatlichen Niederschlag werden in Form von Klimadaten verwendet⁷ (Klimanormale 1961 - 1990 des Deutschen Wetterdienstes), die für ein 1 km² Raster verfügbar sind. Hier stellt sich das Problem, dass weder langjährige Wetterdaten noch Informationen für eine stochastische Erzeugung von zeitlichen Niederschlagsreihen räumlich aufgelöst für das gesamte Untersuchungsgebiet vorhanden sind. Bei der Interpretation der Simulationsergebnisse ist also zu beachten, dass sie für gleichförmige Umweltbedingungen gelten und Umweltereignisse wie Stürme, Brände und Trockenheiten, die durchaus einen mittelfristigen Einfluss auf die Landnutzung und die resultierenden Stoffumsätze haben können, nicht in die Betrachtungen einfließen. Für detailliertere Informationen über die räumliche Datenbasis sei auf Kapitel 3 verwiesen.

⁷ *Century* nutzt monatliche Werte für den Niederschlag und die mittlere minimale und maximale Temperatur. Es gibt vier Optionen, dem Modell diese Daten in einem Zeitblock zugänglich zu machen. Zunächst können konstante Klimabedingungen während des Simulationszeitraums angenommen werden. In diesem Fall wird jedes Jahr mit den gleichen Monatsmitteltemperaturen berechnet. Vorteil dieses Vorgehens ist, dass Klimadaten auch räumlich aufgelöst für Hessen zugänglich sind. Die zweite Option ermöglicht, den Niederschlag nicht konstant zu belassen, sondern stochastisch zu generieren. Die weiteren Optionen sehen darüber hinaus vor, dass im Simulationszeitraum für jeden Monat Temperatur und Niederschlagsdaten vorgegeben werden. Damit wird es prinzipiell möglich, zeitliche Schwankungen der Eingangsgrößen in der Simulation zu berücksichtigen.

5.5 Modellanwendung und Validierung: Kohlenstoffspeicherung in Böden durch Stilllegung von Ackerflächen

5.5.1 Zielsetzung

In diesem Abschnitt wird für *GIS-Century* zunächst ein Anwendungsschema entworfen, um die Wirkung der Landnutzungsänderung von Ackerbau hin zu einer Folgenutzung auf die Speicherung von Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz zu simulieren. Als Folgenutzungen werden dabei Grünland, Weideland und Schwarzbrache berücksichtigt. Mit diesem Anwendungsschema erfolgt dann eine Validierung des Modells im Hinblick auf diese Fragestellung. *GIS-Century* wird in der „räumlichen Form“ betrieben, d.h. es werden Übergänge zwischen Gleichgewichtszuständen simuliert. Für den jeweiligen Standort werden Bewirtschaftungs-, Boden- sowie Klimadaten vorgegeben. Exemplarische Standorte für die Modellvalidierung werden in Abschnitt 5.5.2 vorgestellt. In Abschnitt 5.5.3 wird ein Ablaufplan als Anwendungsschema entwickelt.

Zur Validierung des *GIS-Century* Modells werden zwei Simulationsexperimente durchgeführt. Ziel von Experiment 1 ist es, den Einfluss der Standorteigenschaften Klima und Boden auf die Kohlenstoffspeicherung zu untersuchen. Experiment 2 konzentriert sich auf einen Standorttyp und betrachtet den Einfluss von verschiedenen Arten der Bewirtschaftung bei der Folgenutzung. In beiden Fällen ist die untersuchte Zielgröße der zeitliche Verlauf der in der organischen Bodensubstanz gespeicherten Kohlenstoffmenge. Dabei wird die Summe der drei im Century-Bodenmodell definierten SOM-Speicher betrachtet. Da die Änderungen des Kohlenstoffgehalts über Zeiträume von mehreren Jahrzehnten ablaufen, ist die Erhebung von Experimentaldaten mit erheblichem Aufwand verbunden. Die Validierung des Modells stützt sich daher weitgehend auf Daten aus Dauerfeldversuchen (KÖRSCHENS UND SCHULZ, 1999; TYSON ET AL. 1990). Ziel ist eine Einschätzung, ob die Simulationsergebnisse mit realen Beobachtungen der Zustandsgröße Bodenkohlenstoff (SOC) und dessen zeitlicher Dynamik in Übereinstimmung zu bringen sind. Bewertungskriterien sind der zeitliche Verlauf des SOC-Gehalts („Bewertung der Modelldynamik“) und die Entwicklung des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden unter Ackernutzung sowie nach Etablierung der Folgenutzung („Bewertung der Kohlenstoffgehalte“).

5.5.2 Charakterisierung der Standorte

Es werden zwei Klimastandorte unterschieden (gegeben durch zwei Rasterzellen mit landwirtschaftlicher Nutzung im Jahr 1990), die typische Regionalklimate aus Nord- und Südhessen repräsentieren sollen. Angaben zu den konkreten monatlichen Eingangsdaten sind in Anhang C aufgeführt. Für jeden Klimastandort werden verschiedene regionstypische Bodentypen untersucht, um den Einfluss der Bodentextur auf die Kohlenstoffspeicherung bewerten zu können. Einer der Bodentypen wird an beiden Klimastandorten modelliert und ermöglicht so eine Betrachtung der Einflüsse der klimatischen Verhältnisse bei gleichen Bodenbedingungen. Tabelle 5.1 gibt eine Übersicht über die Standorte.

Klimastandort „Waldeck-Frankenberg“

Waldeck-Frankenberg liegt im nordöstlichen Teil Hessens. Dieser Kreis wurde ausgewählt, da dort zwischen 1990 und 2000 im Vergleich zu anderen Kreisen am meisten Ackerfläche stillgelegt wurde und auch das Referenzszenario (Kapitel 7) von einem Anhalten dieses Trends ausgeht. Die mittlere minimale Temperatur der Klimanormalen 1961 – 1990 (T_{min}) beträgt $3,5^{\circ}\text{C}$, die mittlere

Maximaltemperatur (Tmax) 11,2°C. Der jährliche Niederschlag (N) beträgt im Mittel 754 mm.

Klimastandort „Darmstadt-Dieburg“

Der Landkreis Darmstadt-Dieburg liegt im Süden Hessens. Die Klimabedingungen unterscheiden sich stark von den nordhessischen Bedingungen. Die mittlere Minimaltemperatur beträgt 5°C, die mittlere maximale Temperatur 13,3°C und die mittlere Niederschlagssumme 883 mm. Neben den Klimatischen Unterschieden liegt die Entscheidung für diesen Kreis darin begründet, dass hier die einzigen großflächigen Standorte mit Sandböden zu finden sind und somit ein breites Spektrum verschiedener Bodentypen betrachtet werden kann.

Tabelle 5.1: Beschreibung der Standorttypen für die Validierung

Standort	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	Lagerungsdichte [g/cm ³]	N [mm]	Tmin [°C]	Tmax [°C]
Waldeck-Frankenberg							
Boden 1	12	63	25	1,40	754	3,5	11,2
Boden 4	12	75	13	1,40	"	"	"
Darmstadt-Dieburg							
Boden 2	8	23	69	1,43	883	5	13,4
Boden 3	30	43	27	1,60	"	"	"
Boden 4	12	75	13	1,40	"	"	"

Parametrisierung der Böden

Es werden vier Bodentypen (Boden 1 – 4, siehe Tabelle 5.1) unterschieden, die charakteristisch für die in der vorliegenden Hessischen Bodenkarte ausgewiesenen Bodengruppen sind. Erster Bodentyp (Boden 1) sind Braunerden, die der Gruppe „Böden aus lössleharmen Sedimenten“ angehören. Die Bodenart kann als sandiger Schluff bis schluffiger Lehm charakterisiert werden. Zweiter Bodentyp (Boden 2) sind ebenfalls Braunerden, die jedoch aus Flugsanden entstanden sind. Die Bodenart ist ein schluffiger bis lehmiger Sand. Zwar spielen sie flächenmäßig in Hessen keine bedeutende Rolle, sind aber aufgrund der Korngrößenzusammensetzung, die durch eine große Sand- und eine kleine Tonfraktion gekennzeichnet ist, wichtig zur Untersuchung der Modellsensitivität auf diesen Parameter. Dritter Bodentyp (Boden 3) sind Parabraunerden aus fluvialen Sedimenten. Sie stehen mit ihrem hohen Tonanteil im Gegensatz zum sandigen Bodentyp. Bodenart ist sandiger bis toniger Lehm bzw. ein sandiger Schluff bis schluffiger Lehm. Als Bodentyp, der in beiden Landkreisen vorkommt, werden Parabraunerden aus dem Ausgangssubstrat Löss betrachtet (Boden 4). Bodenart ist ein toniger Schluff.

Auf Grundlage dieser Beschreibungen werden aus einem Körnungsdreieck (SCHEFFER, 2001) die prozentualen Anteile der Sand-, Schluff- und Tonfraktionen abgeleitet. Angaben zur Lagerungsdichte basieren ebenfalls auf SCHEFFER (2001). Diese Daten werden zur Parametrisierung von GIS-Century verwendet. Aus der Kombination von Klimastandorten und Bodentypen ergeben sich die in Tabelle 5.1 aufgeführten fünf Standorttypen, für welche die Simulationsexperimente durchgeführt werden.

5.5.3 Anwendungsschema für *GIS-Century*

GIS-Century wurde zunächst entsprechend der Vorgaben in METHERELL ET AL. (1993) auf einen Pflughorizont von 30 cm angepasst, der in Deutschland die gängige landwirtschaftliche Praxis darstellt (NIEDER UND RICHTER, 2000). Die berechneten Umsatzraten und Angaben zu den im Boden gespeicherten Kohlenstoffmengen beziehen sich damit auf ein Volumen von 0,3 m³.

Für die Standorte wurde ein Management (Ablaufplan) entwickelt, das aus vier Phasen besteht. Der genaue Aufbau der *GIS-Century* Managementblöcke wird in Anhang D beschrieben :

- Grünland mit Weidenutzung, 300 Jahre.
- Extensiver Ackerbau (75 kg/ha a N Eingabe), 50 Jahre.
- Intensiver Ackerbau (180 kg/ha a N Eingabe), 30 Jahre.
- Folgenutzung, 70 Jahre.

Phase 1 simuliert eine extensiv bewirtschaftete Weide über einen Zeitraum von 300 Jahren, so dass sich ein Gleichgewicht der Kohlenstoffspeicher einstellen kann (Gleichgewichtsblock). Diese Annahme repräsentiert keine reale Nutzungshistorie, ermöglicht jedoch den gesamten Zeitraum mit dem Pflanzenmodell für Agrarökosysteme zu simulieren.

Anschließend folgen zwei ackerbauliche Phasen mit unterschiedlichen Nutzungsintensitäten⁸. Der Aufwand an Stickstoffdünger beträgt 75 kg/ha bzw. 180 kg/ha in der zweiten Phase. Eingerechnet sind hier jeweils 15 kg N/ha Eintrag aus der Atmosphäre (GRÜNHAGE ET AL., 1996). Diese Annahmen sind eine Vereinfachung, da die in der landwirtschaftlichen Praxis zu beobachtende Steigerung des Düngereinsatzes in den letzten Jahrzehnten (STATISTISCHES BUNDESAMT, 1990; HMULF, 2001) einen kontinuierlichen Trend darstellt und kein scharfer Übergang zwischen verschiedenen Zuständen zu erkennen ist. Eine weitere Vereinfachung betrifft die Modellierung des Anbaus von Feldfrüchten. Basierend auf den Ergebnissen von Dauerfeldversuchen, die darauf hindeuten, dass keine signifikante Differenz im Bodenkohlenstoffgehalt zwischen der typischen Fruchtfolge Kartoffeln-Winterweizen-Zuckerrüben-Luzerne-Luzerne und einer Winterweizenmonokultur besteht (DEUBEL, 1995), wird ein kontinuierlicher Anbau von Winterweizen simuliert. Nach der Ernte im Herbst wird der Acker gepflügt. Den Abschluss bildet eine Phase der alternativen Nutzung nach Einstellung des Ackerbaus (Folgenutzung).

5.5.4 Experiment 1: Standortvergleich

Ziel dieses Simulationsexperiments ist ein Vergleich der verschiedenen Standorttypen. Betrachtete Größe ist der Kohlenstoffgehalt in der organischen Bodenmasse. Der in Abschnitt 5.5.3 beschriebene Ablaufplan wird für alle Standorte genutzt. Folgenutzung nach Beendigung der Ackerphasen ist die Etablierung einer intensiven Grünlandwirtschaft. Hier erfolgt eine Düngegabe von 180 kg/ha im Jahr (HDLGN, 2001). Weiterhin wird in den Monaten Juni, August und Oktober Heu geerntet, wobei jeweils 90 % der oberirdischen Biomasse entnommen wird.

⁸ Angaben zu den N-Düngemengen basieren auf DAMBROTH (1993) und AMBERGER (1996) für eine konventionelle Bewirtschaftung.

Ergebnisse

Abbildung 5.4 zeigt den zeitlichen Verlauf des gespeicherten Bodenkohlenstoffs an den unterschiedlichen Standorttypen (Klimastandorte Darmstadt-Dieburg (DD), Waldeck-Frankenberg (WF), sowie Boden 1 – 4). Den Startpunkt markiert der Kohlenstoffgehalt im Gleichgewichtszustand der Initialphase (Weidenutzung). Während der Ackernutzung findet eine kontinuierliche Abnahme hin zu einem neuen Gleichgewichtszustand statt. Nach Etablierung der intensiven Grünlandnutzung wird wieder zunehmend Kohlenstoff im Boden gespeichert, die Werte streben einem neuen charakteristischen Gleichgewichtszustand entgegen. Die Kurven haben für alle Standorttypen eine ähnliche Form, während sich die Speichergrößen deutlich voneinander unterscheiden. In Tabelle 5.2 sind die gespeicherten Kohlenstoffmengen für die Zeitpunkte der Landnutzungsänderung (Ende Grünland, nach 80 Jahren Acker), sowie zu verschiedenen Zeitpunkten der Folgenutzung angegeben (nach 20 Jahren Grünland, nach 70 Jahren Grünland). In Klammern finden sich die entsprechenden Prozentangaben⁹ des Kohlenstoffgehalts.

Tabelle 5.2: Gespeicherte Kohlenstoffmengen (SOC) und Angaben in Prozent der Bodenmasse. Simulationsergebnisse aus Experiment 1.

	Grünland SOC [t/ha]	80 Jahre Acker SOC [t/ha]	20 Jahre Grünland SOC [t/ha]	70 Jahre Grünland SOC [t/ha]
Waldeck-Frankenberg				
Boden 1	92,9 (2,2 %)	53,3 (1,3)	73,4 (1,7)	86,7 (2,1)
Boden 4	102 (2,4 %)	58,4 (1,4)	81,3 (1,9)	96,4 (2,3)
Darmstadt-Dieburg				
Boden 2	63,3 (1,5 %)	37,1 (0,9)	47,5 ((1,1)	55 (1,3)
Boden 4	106 (2,5 %)	59,7 (1,4)	82,1 (2,0)	102 (2,4)
Boden 3	124 (2,6 %)	81 (1,7)	100 (2,1)	112,3 (2,3)

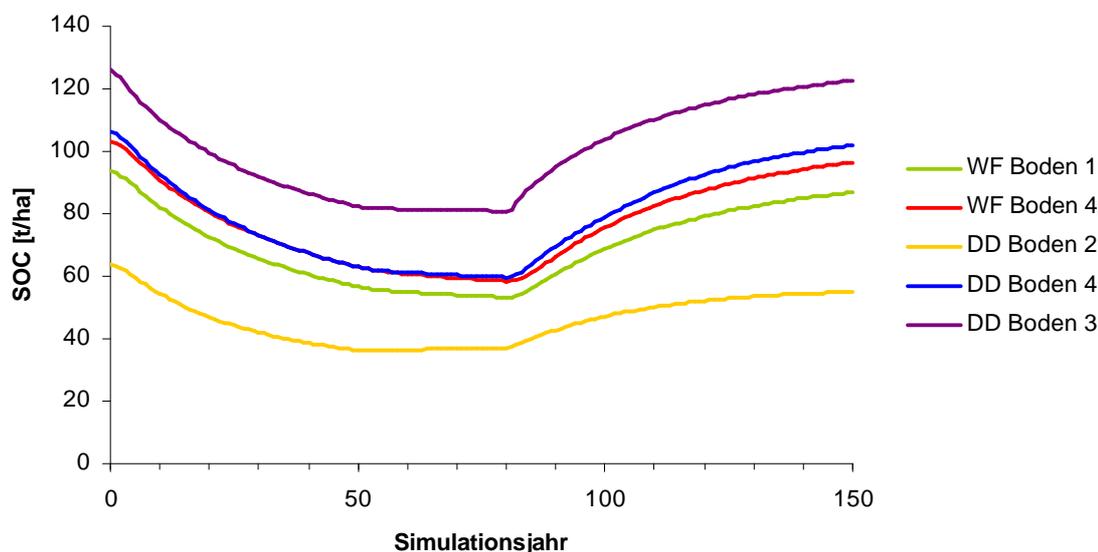


Abbildung 5.4: Verlauf des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs für die verschiedenen Standorttypen (DD = Darmstadt-Dieburg, WF = Waldeck-Frankenberg; Boden 1 – 4).

⁹ Berechnung des Prozentsatzes des SOC an der Bodenmasse erfolgt mit der Formel:

1) Bodenmasse [t] = Lagerungsdichte [t/m³] * 0,3 m³ * 10⁴

2) Kohlenstoffgehalt [%] = (SOC [t] / Bodenmasse [t]) * 100

Bewertung der Modelldynamik

Die SOC-Verläufe für die fünf Standorttypen (Abbildung 5.4) spiegeln die Verhältnisse des Kohlenstoffeintrags gegenüber den Verlusten unter verschiedenen Typen des landwirtschaftlichen Managements wider. Bei der extensiven Grünlandnutzung zu Beginn der Simulation wird nur ein relativ geringer Prozentsatz der oberirdischen Biomasse entnommen und es kann sich ein großer Kohlenstoffspeicher im Boden aufbauen. Die Nutzung als Ackerland verändert die Situation: Die oberirdische Biomasse wird einerseits bei der Ernte zum größten Teil aus dem System entfernt und andererseits wird durch den Pflugeinsatz die Abbaurate der organischen Bodensubstanz erhöht (LAL UND KIMBLE, 1997; MANIES ET AL., 2001). Dies führt zu einer geringeren Kohlenstoffspeicherung in der organischen Bodensubstanz. Bedingt durch die Nutzungsänderung zu Weizenanbau mit einer Hohertragsorte und hohem Düngereintag (180 kg/ha im Jahr) stabilisiert sich das Gleichgewicht und der SOC-Gehalt fällt nicht weiter als, wie es bei Bewirtschaftung mit geringerer Intensität der Fall wäre. Dies wird durch den nahezu linearen Verlauf der Kurven zwischen den Jahren 50 und 80 deutlich. Eine höhere Biomasseproduktion bewirkt ein höheres Aufkommen an Wurzelbiomasse und Ernteresiduen, die im Boden umgesetzt werden. Dieser Zusammenhang zwischen intensiver Landwirtschaft und der Einstellung höherer C-Gleichgewichtszustände wird durch Untersuchungen von NIEDER UND RICHTER (2000) für den Norddeutschen Raum belegt. Weiterhin kann festgestellt werden, dass die gespeicherte Kohlenstoffmenge vom Tongehalt der Böden abhängig ist. Nach KÖRSCHENS UND SCHULZ (1999) nimmt die Mineralisierungsintensität bei steigendem Tongehalt ab, was zu einem erhöhten Anteil an gespeichertem Kohlenstoff führt. Dieser Effekt ist in den Simulationsergebnissen deutlich zu erkennen, unter allen Bewirtschaftungen liegen die SOC-Gehalte des lehmigen Bodens 3 mehr als doppelt so hoch wie die des sandigen Bodens 2.

Nach Beendigung des Ackerbaus wird eine intensive Grünlandnutzung als Folgenutzung angenommen (ab Jahr 80). Die Zuwachsraten des gespeicherten Kohlenstoffs sind für alle Standorte in den ersten 20 Jahren am größten. Für den Sandboden (Boden 2) berechnet sich aus den Daten der Tabelle 5.2 ein Zuwachs von rund 0,5 t C/ha im Jahr, bei den anderen Böden liegt dieser Wert zwischen 0,95 und 1,12 t C/ha im Jahr. Als Referenz geben CONANT ET AL. (2001) den groben Richtwert von 1,01 t C/ha im Jahr an, wobei dieser auf der Auswertung von 115 Feldstudien weltweit beruht. Die Größenordnungen der simulierten Zuwachsraten können vor diesem Hintergrund als plausibel eingeschätzt werden. Weiterhin zeigt sich, dass der Boden nur mittelfristig eine zusätzliche Speicherkapazität für atmosphärischen Kohlenstoff darstellt. Schon in den folgenden 50 Jahren (Jahr 20 bis Jahr 70 der Folgenutzung) sinken die Zuwachsraten auf durchschnittlich 0,15 t C/ha im Jahr (Boden 2) bis 0,4 t C/ha im Jahr (Boden 4).

Klimabedingte Unterschiede zwischen den Gleichgewichtsniveaus der Standorttypen mit Boden 4 sind im Vergleich zu den Bodenfaktoren eher als gering einzuschätzen, wobei der Standort Darmstadt-Dieburg besonders für die Grünlandnutzung bessere Rahmenbedingungen zu bieten scheint. Hier stellt sich ein höheres Niveau als am Standort Waldeck-Frankenberg ein (Abbildung 5.4).

Bewertung der Kohlenstoffgehalte unter Ackernutzung

Die Grundlage zur Bewertung der simulierten Kohlenstoffgehalte unter ackerbaulich genutzten Böden liefern KÖRSCHENS ET AL. (1998) mit einer Aufstellung von Richtwerten der in der landwirtschaftlichen Praxis anzustrebenden organischen Bodensubstanz (SOM in Prozent der Bodenmasse)

in Abhängigkeit vom Tongehalt des Bodens. Diese Daten beruhen auf der Auswertung von Dauerfeldversuchen und Einzelproben. Eine Umrechnung in organischen Bodenkohlenstoff (SOC), um einen Vergleich mit den Simulationsergebnissen von *GIS-Century* durchführen zu können, erfolgt mit dem Faktor 0,57 (dies ist der in der Literatur am häufigsten genutzte Wert aus einem Intervall zwischen 0,7 und 0,33). Das entspricht einem C-Gehalt der organischen Bodensubstanz von 57% (KÖRSCHENS ET AL., 1998). Tabelle 5.3 enthält die relevanten oberen und unteren Grenzen für die in den beiden Experimenten betrachteten Böden.

Tabelle 5.3: Richtwerte für die in der landwirtschaftlichen Praxis anzustrebenden Gehalte an organischer Bodensubstanz (SOM) in Abhängigkeit von verschiedenen Tongehalten der Böden (KÖRSCHENS ET AL., 1998). Die Berechnung des Kohlenstoffgehalts (SOC) erfolgt mit dem Faktor 0,57.

Tongehalt [%]	SOM [%] (obere Grenze)	SOM [%] (untere Grenze)	SOC [%] (obere Grenze)	SOC [%] (untere Grenze)
8	1,60	1,20	0,91	0,69
12	1,90	1,40	1,10	0,80
30	3,70	2,80	2,12	1,60

Ein Vergleich mit den entsprechenden Böden nach 80 Jahren Ackernutzung (Tabelle 5.2) zeigt eine gute Übereinstimmung für die sandigen und lehmigen Böden. Boden 2 (0,9% SOC bei 8 % Ton) liegt ebenso wie Boden 3 (1,7 % SOC bei 30 % Ton) innerhalb der angegebenen Grenzen. Die schluffigen Böden hingegen bewegen sich mit 1,3 % bzw. 1,4 % über der Obergrenze des angegebenen Intervalls. Ein Vergleich mit Daten einzelner Literaturstudien deutet jedoch darauf hin, dass diese Werte bei intensiver Bewirtschaftung durchaus erreicht werden können. NIEDER UND RICHTER (2000) etwa geben für Braunerden mit einem Tongehalt von 12.6 % (+/- 4,29 %) SOC Gehalte zwischen 1,00 % und 1,49 % an.

5.5.5 Experiment 2: Unterschiedliche Folgenutzungen

Ein zweites Experiment stellt unterschiedliche Folgenutzungen für den Standort Darmstadt-Dieburg und Boden 4 gegenüber, um ihren Einfluss auf die Speicherung von Kohlenstoff in der organischen Bodenmasse bewerten zu können. Dies sind drei Grünlandnutzungen mit intensiver Heunutzung, die sich in den Düngegaben unterscheiden (180 kg N/ha a (N180), 90 kg N/ha a (N90), keine Düngung (N0)), eine Grünlandnutzung mit extensiver Weidenutzung (Weide) ohne zusätzliche Düngung sowie eine Nutzung als Schwarzbrache (Brache). Bei allen Nutzungen wird zusätzlich der atmosphärische N-Eintrag berücksichtigt.

Ergebnisse

Abbildung 5.5 zeigt den zeitlichen Verlauf des Bodenkohlenstoffs (SOC) für den Standort Darmstadt-Dieburg und Boden 4 (Parabraunerde auf Löss). Bis zum Ende der Ackernutzung (Jahr 80) verläuft die Kurve analog zum ersten Experiment. Danach ergeben sich unterschiedliche Verläufe für die verschiedenen Folgenutzungen. Die Nutzung als Schwarzbrache ist gekennzeichnet durch eine Abnahme des gespeicherten Kohlenstoffs. Bei dieser Folgenutzung wird demnach kein Kohlenstoff zusätzlich festgelegt, sondern in die Atmosphäre freigesetzt. Ähnlich verhält es sich bei der Grünlandvariante ohne Stickstoffdüngung (N0). Der angestrebte Gleichgewichtszustand liegt hier noch unter dem der vorhergehenden Ackernutzung, jedoch über dem Niveau, das mit

Schwarzbrache erreicht wird. Bei den Nutzungsvarianten mit 90 kg (N90) bzw. 180 kg N/ha (N180) Düngung im Jahr findet ebenso wie bei der Weidenutzung eine zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff in der organischen Bodenmasse statt. In Tabelle 5.4 sind die numerischen Daten für die Zeitpunkte der jeweiligen Landnutzungsänderungen aufgeführt.

Tabelle 5.4: Gespeicherte Kohlenstoffmengen (SOC) aus Experiment 2.

	Grünland (Start) SOC [t/ha]	80 Jahre Ackerland SOC [t/ha]	20 Jahre Management SOC [t/ha]	70 Jahre Management SOC [t/ha]
Grünland (ohne Düngung)	106	59,7	60,7	53,8
Grünland 90 kg N/ha a	"	"	70,6	82,2
Grünland 180 ka N/ha a	"	"	78,1	103
Schwarzbrache	"	"	47,3	35,1
Weidenutzung	"	"	73,6	91

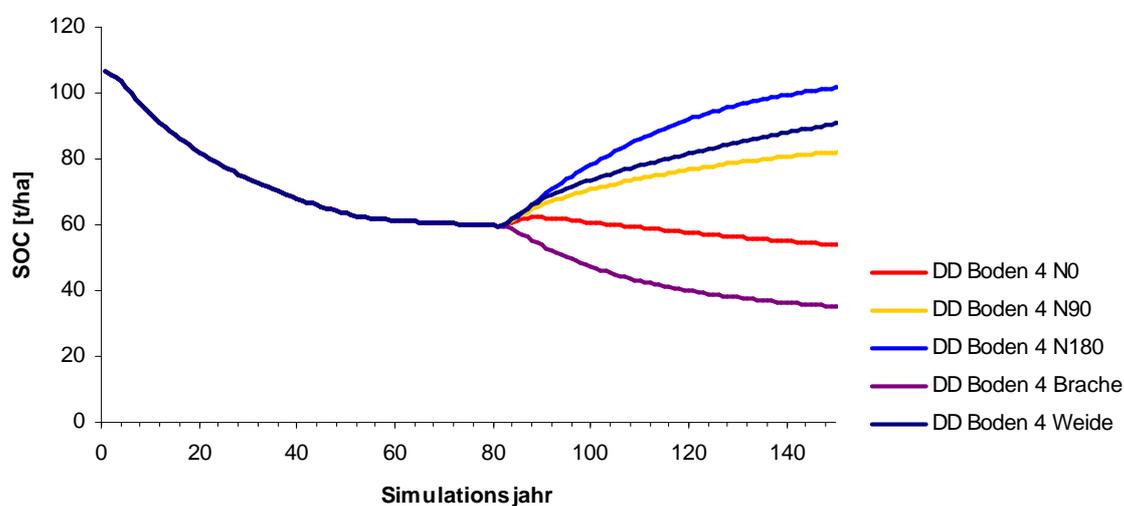


Abbildung 5.5: Verlauf des Bodenkohlenstoffs für den Standort Darmstadt-Dieburg und Boden 4 für verschiedene Folgenutzungen.

Bewertung der Modelldynamik

Die Ergebnisse (Tabelle 5.4, Abbildung 5.5) zeigen, dass neben den Standorteigenschaften auch die Art und die Intensität der Bewirtschaftung der Folgenutzung eine entscheidende Rolle für die Kohlenstoffspeicherung spielen. Als Einflussfaktoren sind die Menge der entnommenen Biomasse – durch Weidenutzung oder Heuernte – sowie der Einsatz von N-Dünger zu nennen. So liegt der Zuwachs an gespeichertem Bodenkohlenstoff der N90 Düngevariante bei nur ca. 50 % der 180N Variante (+22,5 t C/ha nach 70 Jahren gegenüber +43,3 t C/ha). Durch die hohe Biomasseentnahme bei der Heuernte strebt der SOC-Gehalt der Variante ohne Düngung nach einem geringfügigen Anstieg in den ersten Jahren einem niedrigeren Niveau entgegen (53,8 t C/ha nach 70 Jahren), als nach der vorausgegangenen Ackernutzung (59,7 t C/ha). Die extensive Grünlandnutzung als Weide weist demgegenüber eine geringere Biomasseentnahme auf, sodass auch ohne Düngemiteinsatz eine zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff erfolgen kann (91 t C/ha nach 70 Jahren). Eine Landnutzungsänderung hin zu Grünland zieht demnach nicht per se eine zusätzliche Kohlenstoffspeicherung im Boden nach sich.

Bei der Nutzung als Schwarzbrache gelangt kein Kohlenstoff über Biomasseproduktion in das System, und es stellt sich ein Gleichgewichtszustand ein, der durch den Gehalt an schwer abbaubarem Kohlenstoff entsprechend dem Inhalt des langfristigen Speichers von *Century* (Ergebnisvariable SOM3C), vorgegeben ist (KÖRSCHENS UND SCHULZ, 1999; MICKHAILOVA, 2000).

Bewertung der Kohlenstoffgehalte unter Grünland und Weide

Daten über Gehalte an organischem Kohlenstoff unter Grünlandnutzung finden sich bei KAMMANN (2001). Sie beschreibt einen Grünlandstandort in Hessen mit 17,8% Tongehalt und einem Düngereinsatz von 100 kg/ha im Jahr. Der SOC in den obersten 30 cm beträgt hier 1,96 %. Ein vergleichbares Management im hier betrachteten Experiment (N90) führt bei einem Tongehalt von 12% zu einem SOC von 1,9 %. Auch diese simulierten Gleichgewichtsverhältnisse erscheinen damit plausibel.

5.5.6 Fazit aus den Simulationsexperimenten

Durch die Simulationsexperimente konnte gezeigt werden, dass das *GIS-Century* Modell in der Lage ist, die Kohlenstoffdynamik von landwirtschaftlich genutzten Böden unter den hessischen Klima- und Bodenverhältnissen abzubilden (Experiment 1). Auch die Simulation des Einflusses der Landnutzungsänderung von Acker nach Grünland mit unterschiedlichen Intensitäten der Bewirtschaftung auf die Kohlenstoffspeicherung liefert plausible Ergebnisse (Experiment 2). Anhand der verwendeten Daten aus Dauerfeldversuchen und Literaturstudien konnte *GIS-Century* damit für diesen Anwendungsbereich erfolgreich validiert werden. Im HILLS Modellsystem kann das Modell mit einem ähnlichen Anwendungsschema verwendet werden.

5.6 Modellanwendung und Validierung: Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse forstwirtschaftlich genutzter Wälder

5.6.1 Zielsetzung

Ziel ist es, das Waldmodell von *GIS-Century* zu nutzen, um die Änderung des in der Biomasse von bestehenden forstwirtschaftlich genutzten Wäldern gespeicherten Kohlenstoffs zu berechnen. Damit zielt diese Modellanwendung in die gleiche Richtung wie die in den IPCC-Richtlinien vorgestellte Methode zur Bilanzierung von „Forest and Other Woody Biomass Stocks“ (IPCC, 1996). Zunächst wird in Abschnitt 5.6.1 die Vorgehensweise zur Bilanzierung der Speicheränderung umrissen. In den folgenden Abschnitten 5.6.2 und 5.6.3 werden Anwendungsschemata zur Berechnung der Bilanzposten (Bestandswachstum und Holzentnahme) entwickelt und validiert.

5.6.2 Vorgehensweise: Kohlenstoffbilanzierung bestehender Waldflächen

Die hier betrachtete Kohlenstoffbilanz einer bestehenden Waldfläche setzt sich aus zwei Bilanzposten zusammen. Auf der „Einkommenseite“ findet sich der Biomassezuwachs der Pflanzen durch den Prozess des Bestandswachstums. Über die Photosynthese wird der Atmosphäre Kohlenstoff (als CO_2) entnommen und in die pflanzliche Biomasse eingebaut. Auf der „Ausgabenseite“ der Bilanz steht die Entnahme von Biomasse (und damit Kohlenstoff) aus einem Waldstandort durch die forstwirtschaftliche Nutzung (Holzentnahme). Die Differenz zwischen diesen beiden Größen entspricht der Veränderung des in der Biomasse des Waldstandorts gespeicherten Kohlenstoffs. Ist beispielsweise die durch das Bestandswachstum aufgenommene Kohlenstoffmenge größer als die durch den Holzeinschlag entfernte Menge, findet entsprechend eine Erhöhung der in der Biomasse gespeicherten Kohlenstoffmenge statt. Bei diesem Vorgehen der Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass der als Ernteholz entnommene Kohlenstoff umgehend wieder an die Atmosphäre abgegeben wird. Eine Betrachtung des auf der Fläche verbleibenden Totholzes und der Lebenszyklen von Holzprodukten findet nicht statt. Da keine räumlichen Informationen über den aktuellen Zustand der einzelnen Waldstandorte (Rasterzellen) vorhanden sind, erfolgt die Bilanzierung über die Umtriebszeit der forstwirtschaftlich genutzten Fläche und betrachtet damit die mittleren Änderungen des gespeicherten Kohlenstoffs in diesem Bilanzzeitraum.

5.6.3 Kalibrierung und Validierung des Bestandswachstums

Anwendungsschema

GIS-Century simuliert das Bestandswachstum für jede Rasterzelle, die in den CORINE Daten 1990 als Waldstandort ausgewiesen ist, mit den entsprechenden lokalen Boden- und Klimadaten (siehe Kapitel 7). Es werden Parametersätze zur Beschreibung charakteristischer Laub- und Nadelwälder genutzt, die aus dem Modell beiliegenden Parametersätzen abgeleitet werden (Anhang E). Rasterzellen, die als Mischwald ausgewiesen sind, werden gesondert mit beiden Parametersätzen berechnet. Aus den Einzelergebnissen wird dann das arithmetische Mittel bestimmt. Ein Simulationslauf für eine Rasterzelle besteht aus drei Phasen. Zunächst werden die Kohlenstoffpools des Modells in einen Gleichgewichtszustand gebracht, indem eine Nutzung als nicht-bewirtschafteter Wald für einen Zeitraum von 980 Jahren simuliert wird. Diese vergleichsweise lange Periode war notwendig, da die Gleichgewichtseinstellung hier langsamer abläuft als bei der Simulation der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Anschließend wird eine Umtriebszeit des entsprechenden Waldtyps zunächst ohne forstliche Nutzung simuliert. Nach jeder dieser beiden Phase wird ein

Kahlschlag des Bestandes ausgedrückt in der nahezu vollständigen Entnahme der oberirdischen Biomasse modelliert. Die Umtriebszeiten betragen bei Laubwäldern 160 Jahre und bei Nadelwäldern 120 Jahre. Beides sind mittlere Werte, die aus der hessischen Forststatistik abgeleitet wurden. Nach den beiden Initialphasen, die dazu dienen sollen, das Modellverhalten zu stabilisieren, schließt sich die Bilanzphase an. Diese umfasst wiederum eine Umtriebszeit und wird zur Berechnung des mittleren Bestandswachstums herangezogen (Abbildung 5.6).

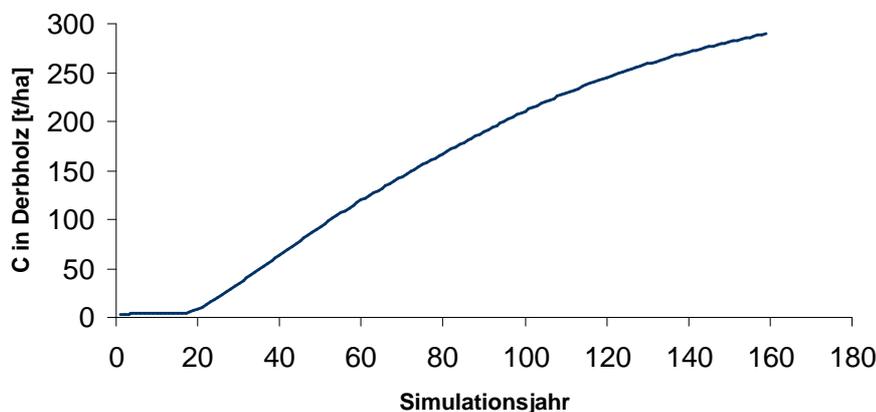


Abbildung 5.6: Charakteristischer Verlauf der Ergebnisvariable RLWOODC über die Bilanzphase für einen Laubwaldstandort in Hessen ohne Holznutzung (160 Jahre Umtriebszeit).

Ein Vergleich zwischen Forstdaten und simulierten Daten findet über die Betrachtung des mittleren jährlichen Zuwachses der Derbholzmasse (DGZ = durchschnittlicher Gesamtzuwachs) bzw. des in diesem Pool gespeicherten Kohlenstoffs statt. Unter Derbholz fallen dabei der Schaft und Äste über 7 cm Durchmesser mit Rinde (KRAMER, 1988). Als Äquivalent zu diesem Kohlenstoffpool in *GIS-Century* wird der „Large Wood“-Speicher betrachtet, dessen aktuelle Größe in jedem Zeitschritt in der Ergebnisvariable RLWOODC ausgegeben wird. Dabei bleibt eine Unsicherheit über die Übereinstimmung der beiden Pools bestehen, auf die an späterer Stelle noch genauer eingegangen wird. Abbildung 5.6 zeigt den charakteristischen Verlauf dieser Ergebnisvariable für eine Rasterzelle mit Laubwald während einer Bilanzphase. Die mittlere jährliche Zuwachsrate berechnet sich durch Division der am Ende einer Umtriebszeit in RLWOODC gespeicherten Kohlenstoffmenge durch die Dauer der Umtriebszeit.

Charakteristika der hessischen Wälder

Als Vergleichsdaten für die Simulationsergebnisse liegen Daten der hessischen Forstbehörden auf Ebene der Landkreise vor (HLFW, 2003). In diesen Forsteinrichtungsdaten aufgeführt sind die jährlichen Zuwachsraten des Derbholzes in Vorratsfestmetern (VfM/ha), wobei ein Vorratsfestmeter einem Kubikmeter Holz entspricht. Um aus diesen Daten die darin gespeicherte Kohlenstoffmenge ermitteln zu können, sind Informationen über die Raumdichte und den Kohlenstoffanteil der vorkommenden Baumarten notwendig. In Tabelle 5.5 sind charakteristische Angaben zu diesen Parametern für die Hauptbaumarten in Hessen, Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Eiche (verschiedene *Quercus*), Fichte (*Picea abies*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), aufgeführt (HMULF, 1999). Unsicherheiten bei der Umrechnung, die sich aus den Schwankungsbreiten dieser Daten ergeben, werden an dieser Stelle nicht näher betrachtet. Der baumartenspezifische jährliche Zuwachs an gespeichertem Kohlenstoff pro Hektar ist definiert als Produkt aus DGZ, artspezifischer Raumdichte und Kohlenstoffanteil.

Tabelle 5.5: Charakteristika der Hauptbaumarten in Hessen. Daten zur Raumdichte aus WENK UND ANTANAITIS (1990), zum Kohlenstoffanteil aus MILNE (1997) und zur Verteilung der Baumarten in Hessen aus HMULF (1999). Der Gesamtanteil gibt den Anteil einer Baumart am gesamten Bestand an, während der Waldtypanteil sich auf die beiden Waldformen Laub- und Nadelwald bezieht.

Baumart	Raumdichte [kg/m ³]	Anteil Kohlenstoff	Gesamtanteil	Waldtypanteil (Laub-/Nadelwald)
Rotbuche	560	0,46	0,4	0,74
Eiche	570	0,46	0,14	0,26
Fichte	370	0,42	0,29	0,63
Kiefer	420	0,42	0,17	0,37

In einem weiteren Schritt ist es notwendig, die beiden von *GIS-Century* spezifizierten Waldtypen zu definieren, um den dort gespeicherten Kohlenstoff abschätzen zu können. Ein Hektar Laubwald besteht entsprechend aus den Hauptbaumarten Buche und Eiche und ein Hektar Nadelwald aus Fichte und Kiefer. Der Anteil einer Baumart an der Fläche eines Waldtyps errechnet sich aus seinem Anteil an der Gesamtwaldfläche (Tabelle 5.5). Die jährliche Zunahme an gespeichertem Kohlenstoff pro Hektar eines bestimmten Waldtyps berechnet sich als die über ihre Flächenanteile gewichteten Summen der baumartenspezifischen Zuwächse. Mischwald besteht zu jeweils gleichen Teilen aus beiden Waldtypen.

Methode des Mittleren Absoluten Prozentfehlers

Die Gegenüberstellung von Simulationsergebnissen und statistischen Forstdaten über den jährlichen Zuwachs an Derbholzmasse erfolgt für die RAUMIS-Kreise, wobei die Forstdaten aus dem jeweiligen Landkreis mit dem größten Flächenanteil genutzt werden. Über die Simulationsergebnisse der einzelnen Rasterzellen eines Kreises wird der Mittelwert des jährlichen Zuwachses an Kohlenstoff in der Derbholzmasse getrennt für Laub- und Nadelwald berechnet. Mischwälder gehen mit ihren Ergebnissen in beide Bilanzen ein. Eine Bewertung der Ergebnisse findet über das Abweichungsmaß des *Mittleren Absoluten Prozentfehlers* MA%E (MAYER UND BUTLER, 1989) statt. Die statistischen Daten werden dazu auf die modellinterne Maßeinheit [g C/m²] umgerechnet. Der MA%E ist definiert als

$$MA\%E = 100 * \frac{|\sum n |y_{calculated,i} - y_{published,i}|}{n}$$

Die Variable $y_{calculated,i}$ beschreibt dabei die simulierten Werte, $y_{published,i}$ die statistischen bzw. gemessenen Werte, wobei der Parameter n die Anzahl der Vergleichspaare angibt. Maßeinheit der Ergebnisse ist Prozent.

Kalibrierung des Parameters RLWODC

Für die Kohlenstoffspeicherung in oberirdischer Biomasse spielen die pflanzenphysiologischen Parameter für das Waldmodell von *GIS-Century* eine entscheidende Rolle. Dem Modell liegt eine Reihe vorgefertigter Parametersätze für verschiedene Waldtypen bei, die an die spezifischen Baumarten in Hessen angepasst werden müssen. Diese Anpassung geschieht in einer Kalibrierung getrennt für Laub- und Nadelwälder beispielhaft für den Landkreis Darmstadt-Dieburg. Dieser Kreis wurde aus zwei Gründen ausgewählt. Zunächst wegen der klimatischen Gunstbedingungen in

Südhessen und zum anderen wegen seiner relativ geringen Größe und damit wenigen Rasterzellen, die zu berechnen sind.

Bei der Kalibrierung wird nach dem oben beschriebenen Verfahren der simulierte Kohlenstoffzuwachs in der Derbholzmasse den statistischen Daten gegenübergestellt. Zielgröße ist ein MA%E von $\leq 10\%$ (KLEIJNEN, 1987). Die Anpassung der Parameter orientiert sich an den Vorgaben des „Forest Parametrization Handbook“ (PARTON ET AL., 2001) und beschränkt sich auf Parameter für die maximale Biomasseproduktion sowie für den Temperatureinfluss auf die Wachstumsprozesse der Pflanzen. Eine Übersicht über die veränderten Parameter ist in Anhang E zu finden. Zur Kalibrierung wurde kein formalisiertes Verfahren verwendet, da die Anpassung mit Hilfe von in der Literatur vorgegebenen Wertebereichen relativ einfach möglich war. Für die Anpassung des Parametersatzes für Laubwälder musste zusätzlich die Sterberate für das Derbholz verringert werden. Mit den angepassten Parametersätzen konnte für Nadelwälder ein MA%E von 4,5% und für Laubwälder ein MA%E von 10,1% erzielt werden.

Validierung des Bestandszuwachses

Mit den kalibrierten Parametersätzen werden alle Rasterzellen mit Forstflächen in Hessen entsprechend ihres Waldtyps simuliert. Aus den Ergebnissen wird für jeden RAUMIS-Kreis der mittlere Zuwachs des in der Derbholzmasse gespeicherten Kohlenstoffs getrennt für Laub- und Nadelwald berechnet und den forststatistischen Daten gegenüber gestellt. Abbildung 5.7 zeigt eine grafische Darstellung der Ergebnisse.

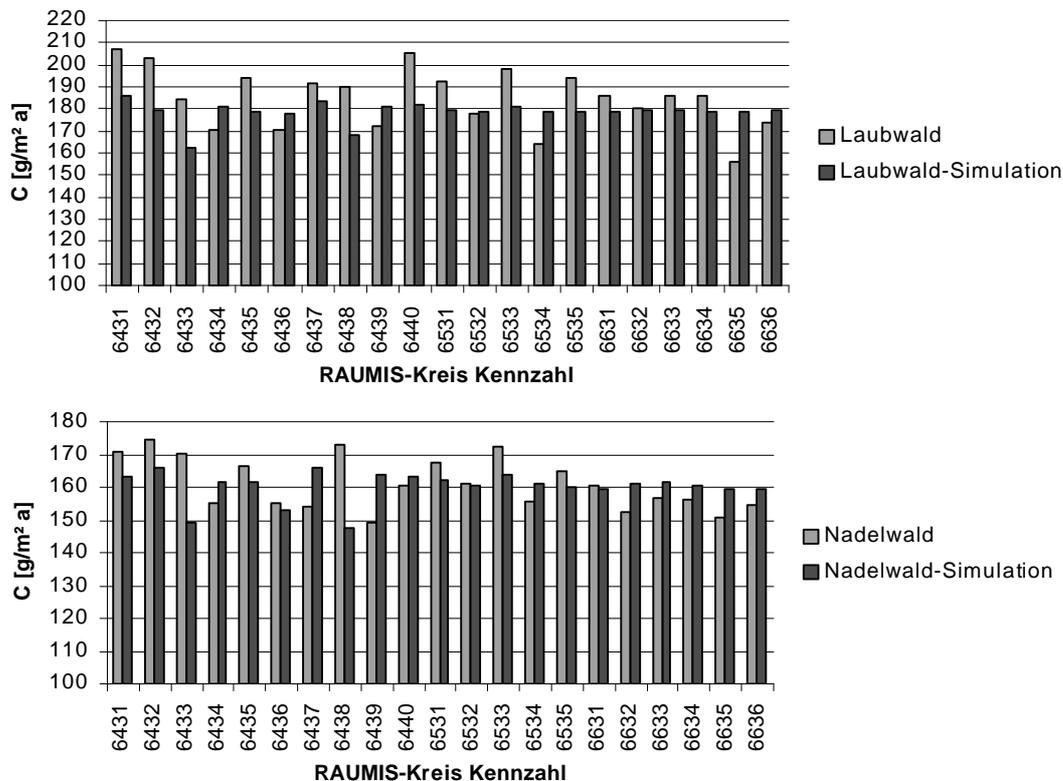


Abbildung 5.7: Gegenüberstellung der GIS-Century Ergebnisse zum Bestandszuwachs in Wäldern mit den Angaben über Zuwächse der hessischen Forsteinrichtungsdaten (HLFW, 2003) auf Ebene der RAUMIS-Kreise (Kennzahlen siehe Anhang A). Vergleichsgröße ist jeweils das arithmetische Mittel der mittleren jährlichen Zunahme an Kohlenstoff in der Derbholzmasse, berechnet für die Rasterzellen der Landnutzungsklasse *Wald und Forst* (Y-Achse beginnt beim Wert 100 zur besseren Übersicht; $100 \text{ g C/m}^2 = 1 \text{ t C/ha}$).

Die Berechnung des *Mittleren absoluten Prozentfehlers* zwischen simulierten und statistischen Daten auf Kreisebene ergibt für Laubwald einen Wert von MA%E = 6,8 % und für Nadelwald von MA%E = 4,8 %. Damit ist das Ergebnis für Nadelwald nur geringfügig schlechter, für Laubwald sogar besser als die erzielte Anpassung der Kalibrierung. Beide MA%E liegen im Rahmen der 10 % Abweichung als anzustrebende Qualitätsgrenzen für dieses Abweichungsmaß (s.o.).

5.6.4 Einfluss der forstwirtschaftlichen Nutzung auf die Kohlenstoffspeicherung

Berechnung der Kohlenstoffbilanz aus Bestandszuwachs und Holzentnahme

Als zweiter Posten der Kohlenstoffbilanz von forstwirtschaftlich genutzten Wäldern soll nun der Einfluss der Holzentnahme modelliert werden. Berechnungen zur Untersuchung des Modellverhaltens werden exemplarisch für eine Rasterzelle mit Laubwald (Kreis Kassel) und unterschiedliche Bewirtschaftungsgrade durchgeführt (Abbildung 5.8). Da für Nadelwald dasselbe Modell mit einer angepassten Parametrisierung Verwendung findet, sind diese Ergebnisse übertragbar.

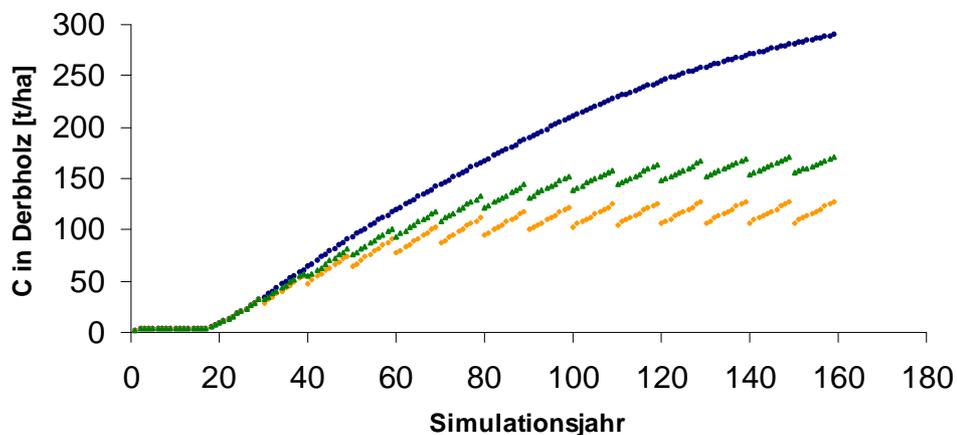


Abbildung 5.8: *GIS-Century* Simulationsergebnisse der Entwicklung von Kohlenstoff im Derbholzspeicher einer Laubwaldfläche für verschiedene Nutzungsintensitäten (Bilanzphase). In blau sind die zeitdiskreten Werte des in der Derbholzmasse gespeicherten Kohlenstoffs ohne Nutzung aufgetragen. Grün zeigt eine forstwirtschaftliche Nutzung, bei der in einem Zehnjahresintervall jeweils 10 % der Derbholzbiomasse entnommen werden, bei den gelb dargestellten Daten wird demgegenüber jeweils 17,6 % entnommen. In den ersten 30 Jahren findet keine Nutzung statt.

GIS-Century bildet Holzeinschlag als „Ereignis“ ab, das den Prozentsatz an Kohlenstoff angibt, der den oberirdischen Biomassespeichern, zu denen auch das Derbholz gehört, entnommen wird (PENG ET AL., 2002). Für die Anwendung in dieser Arbeit wurde ein einfaches Bewirtschaftungsschema aus WENK ET AL. (1990) im Modell implementiert. Hierbei wird während der Umtriebszeit in einem Intervall von 10 Jahren ein festgelegter Prozentsatz des Derbholzspeichers entfernt, wobei in den ersten 30 Jahre keine Holzentnahme erfolgt. Die Ableitung der Entnahmegröße geschieht in diesem Beispiel über eine Auswertung der forstlichen Ertragstafeln (SCHÖBER, 1987) für die Rotbuche als Leitbaumart in Hessen. Dazu wird zunächst in Zehnjahresschritten der Prozentsatz der in den Ertragstafeln aufgeführten Entnahme von Derbholz am aktuellen Derbholzvorrat berechnet. Das gemittelte Ergebnis wird dann zur Parametrisierung des Entnahmeereignisses verwendet. Bei der Rotbuche liegt diese mittlere Entnahme bei mäßiger Durchforstung zwischen 9,5% und 11,5% des Derbholzvorrats. Korrigiert man diesen Wert um die Endnutzung (Kahlschlag nach Ende der Umtriebszeit) ergibt sich über die Umtriebszeit eine mittlere Entnahme von 17,2% für ein Ereignis.

Dieser Wert entspricht näherungsweise den Angaben in HMULF (1999), nach dem jährlich 2 % des Waldbestandes (= 20 % in 10 Jahren) forstwirtschaftlich genutzt werden. Für Nadelwald ergibt sich aus der Ertragstafel eine Entnahmerate von 18,6 % (mit impliziter Endnutzung).

Um ein weiteres Nutzungsspektrum abzubilden wird zusätzlich eine Simulation mit der mittleren Entnahme von 10 % pro Ereignis durchgeführt. Diese Entnahme entspricht der oben berechneten mäßigen Durchforstung ohne Endnutzung. Die Simulationsergebnisse für diesen Fall können somit später als Vergleichswert für die Validierung der Vornutzungen herangezogen werden (s. u.). Abbildung 5.8 zeigt den ungestörten Verlauf des Bestandswachstums (vgl. 5.6.3) und die beiden um die jeweilige zyklische Entnahme korrigierten Verläufe, wobei in diesem Falle die zeitdiskreten Werte aufgetragen sind.

Die mittlere jährliche Zuwachsrate berechnet sich jeweils durch Division der am Ende einer Umtriebszeit in RLWOODC gespeicherten Kohlenstoffmenge durch die Dauer der Umtriebszeit. Für die korrigierten Kurven wird dabei der Mittelwert aus den letzten beiden Jahren verwendet (ein Jahr mit und ein Jahr ohne Holzentnahme). Die so ermittelte mittlere jährliche Zuwachsrate des gespeicherten Kohlenstoffs entspricht der Bilanz aus Bestandwachstum und Holzentnahme. Für das berechnete Beispiel betragen diese Zuwachsraten 1 t C/ha im Jahr für die 10 % Variante und 0,7 t C/ha für die 17,2 % Variante (vgl. keine Nutzung: 1,79 t C/ha). Damit liegen die Zuwächse dieser Rasterzelle im Durchschnittsbereich für den Kreis Kassel (RAUMIS-ID 6633, Abbildung 5.7).

Test und Bewertung der Modellergebnisse

Im Folgenden sollen die Ergebnisse des exemplarischen Simulationslaufs anhand von Literaturdaten auf ihre Plausibilität untersucht werden. Dazu werden drei Bereiche näher betrachtet: Vornutzung¹⁰, Bestandsvorrat sowie Allokation des aufgenommenen Kohlenstoffs in der Pflanze.

A) Vornutzungen

Für eine mäßige Forstnutzung kann aus den forstlichen Ertragstafeln (SCHÖBER, 1987) eine Vornutzung von 41,3% – 50,1% (Leitbaumart Rotbuche) ermittelt werden. Eine Auswertung der Simulationsergebnisse (10 % mittlere Entnahme) ergibt für diese Größe einen Vergleichswert von 40,8 % und liegt damit nur geringfügig unterhalb des angegebenen Intervalls. Dies entspricht einer leichten Unterschätzung der Holzentnahme. Ein Vergleich mit der zweiten simulierten Bewirtschaftung ist hier nicht zulässig, da diese implizit die Endnutzung berücksichtigt (s.o.).

B) Kohlenstoffspeicherung im Bestandsvorrat

Im Kontext der Fragestellung nach der Quantifizierung von Kohlenstoffsenken stellt sich die Frage nach der Wirksamkeit von forstlichen Managementmaßnahmen auf die langfristige und nachhaltige Speicherung von Kohlenstoff in der pflanzlichen Biomasse eines Waldes (mittlerer Bestandsvorrat). Einen Ansatz für dieser Größe stellen DIXON ET AL. (1991) mit der Methode der „Mittleren gespeicherten Kohlenstoffmenge“ vor (Mean Carbon Storage = MCS). Sie stellt ein Maß dafür dar, wieviel Kohlenstoff über eine Umtriebszeit eines bewirtschafteten Waldes bzw. einer Holzplantage aus der Atmosphäre entnommen und dauerhaft in der lebenden Biomasse gespeichert wird:

¹⁰ Vornutzung bezeichnet die während einer Umtriebszeit vor der Endnutzung entnommenen Derbholzmenge im Verhältnis zur gesamten Derbholzproduktion.

$$MCS = \frac{\sum_{i=1}^n C_{biomasse,i}}{n}$$

Die MCS ist demnach definiert als die Summe der in jedem Jahr einer Umtriebszeit in der lebenden Biomasse einer Waldfläche gespeicherten Menge an Kohlenstoff ($C_{biomasse}$) dividiert durch die Länge der Umtriebszeit (n). Als Randbedingung gilt wiederum, dass der Kohlenstoff der geernteten Biomasse direkt in die Atmosphäre gelangt.

Berechnet man für die beiden Bewirtschaftungsintensitäten die MCS, zeigt sich ein klarer Zusammenhang zwischen der Holzentnahme und der mittleren Kohlenstoffspeicherung. So beträgt sie bei hoher Entnahme (17,2 %) 83 t Kohlenstoff pro Hektar im Vergleich zu 106 t C/ha bei niedriger Entnahme (10 %). Eine grobe Einordnung dieser Größen kann für das Beispiel durch einen Vergleich mit den Angaben zum Bestandsvorrat der hessischen Forsteinrichtungsdaten (HLFW, 2003) für den Landkreis Kassel geschehen. Für die Hauptbaumarten im Laubwald liegt der Wert zwischen 257 VfM (Eiche) und 288 VfM (Buche). Unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen über die Waldzusammensetzung in Hessen (s.o.) ergibt sich ein mittlerer Vorrat von 280 VfM, entsprechend einer gespeicherten Kohlenstoffmenge von 72,8 t C/ha. Dieser Wert liegt damit um 12 % unter dem berechneten mittleren Vorrat für das angenommene Forstmanagement. Vor dem Hintergrund, dass beide Größen auf methodisch unterschiedliche Weise ermittelt werden weist dieses Ergebnis darauf hin, dass die aus den *GIS-Century* Ergebnissen berechnete Kohlenstoffspeicherung in einer plausiblen Größenordnung liegt.

C) Allokationsschema

Eine weitere wichtige Größe, die hier betrachtet werden soll (s.o.), ist der Quotient zwischen dem in der Derbholzmasse gespeicherten Kohlenstoff zum Kohlenstoff in der gesamten lebenden Biomasse des Laubwaldbestandes. Er gibt Anhaltspunkte über die Vergleichbarkeit des Derbholzspeichers (Angaben in der Statistik) mit dem „Large Wood“ Speicher in *GIS-Century*. Den simulierten Werten zwischen 0,8 und 0,82 steht hier als Referenzwert (RÖHRIG UND BARTSCH, 1991, S. 52 nach Ellenberg) für einen Buchenwaldstandort ein Quotient von 0,78 gegenüber. Die Abweichung liegt damit zwischen 3 % und 5 %. Hieraus kann, auch wenn nur ein Vergleichswert zugrunde liegt, eine weitgehende Äquivalenz der Speicherterme abgeleitet werden.

5.6.5 Fazit

Durch die Validierung an hessischen Forsteinrichtungsdaten konnte gezeigt werden, dass *GIS-Century* den Einfluss der räumlichen Variabilität der Standortbedingungen bei der Simulation des Bestandswachstums abbilden kann. Auch ist das Modell in der Lage, den Einfluss von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Entwicklung des in der Biomasse gespeicherten Kohlenstoffs abzubilden. Vergleiche mit Referenzdaten deuten darauf hin, dass neben der Festlegung von Kohlenstoff in Derbholzmasse auch die Aufteilung (Allokation) in die anderen Speichergrößen (Äste, Wurzeln etc.) korrekt abgebildet wird. In Kapitel 7 wird das erarbeitete Anwendungsschema entsprechend zur Bilanzierung der Änderung des in der gesamten lebenden Vegetationsbiomasse von forstwirtschaftlich genutzten Waldbeständen gespeicherten Kohlenstoffs herangezogen.

5.7 Modellanwendung: Kohlenstoffspeicherung in Aufforstungsflächen

5.7.1 Zielsetzung

Neben den bestehenden Waldflächen soll mit *GIS-Century* auch die Kohlenstoffspeicherung von Aufforstungsflächen simuliert werden. Für diese Aufgabe soll als Synthese der in diesem Kapitel durchgeführten Experimente sowohl eine Betrachtung der Kohlenstoffspeicherung in der pflanzlichen Biomasse der neu gepflanzten Gehölze als auch die Änderungen der Speicherung in der organischen Bodensubstanz erfolgen.

5.7.2 Vorgehensweise

Der Bereich Kohlenstoffspeicherung in Aufforstungsflächen ist als reine Modellanwendung konzipiert, die auf die gewonnenen Erkenntnisse der bereits vorgestellten Bereiche aufbaut. Eine gesonderte Validierung findet an dieser Stelle nicht statt. Das Anwendungsschema für *GIS-Century* betrachtet Aufforstung als eine weitere Folgenutzung. In diesem Falle können sowohl Rasterzellen mit der Landnutzungsklasse *Landwirtschaftlicher Restfläche* als auch Rasterzellen der Klasse *Grünland und Weideland* konvertiert werden. Entsprechend müssen unterschiedliche Nutzungshistorien bis 1990 berücksichtigt werden. Die Annahmen, welche bei der Berechnung des Referenzszenarios hierzu getroffen wurden, sind in Abschnitt 6.5 bei der Beschreibung des entsprechenden Simulationsdienstes des HILLS Modellsystems aufgeführt.

Findet eine Konversion einer Rasterzelle in die Landnutzungsklasse *Aufforstung* statt, rechnet *GIS-Century* ab diesem Zeitschritt mit dem Vegetationsmodell für Wald weiter. Ausgehend davon, dass *GIS-Century* die Zuwachsraten der Waldbiomasse zufriedenstellend abbildet (siehe Abschnitt 5.6), wird die entwickelte Parametrisierung auch für die Berechnung der Aufforstungsflächen verwendet. Es wird eine Aufforstung mit einem reinen Laubwald angenommen. Aufgrund der Länge des Untersuchungszeitraums von maximal 30 Jahren, wird keine Forstnutzung durch Holzentnahme simuliert (siehe Abschnitt 5.5). Im Vegetationsmodell muss durch die Vorgabe von Anfangswerten, u. a. für die Kohlenstoffpools, ein neues System initialisiert werden. Da für Aufforstungsflächen keine realen Daten für Hessen verfügbar sind, wird ein dem *Century* Modell beiliegender Parametersatz für einen Waldstandort in Nordamerika zur Initialisierung der Anfangswerte modifiziert (Anhang F).

Im Gegensatz dazu arbeitet das SOM Modell (Bodenmodell) auch nach dem Systemwechsel des Vegetationsmodells durchgängig weiter. Nach der Konvertierung zu *Aufforstung* strebt der in der organischen Bodensubstanz gespeicherte Kohlenstoff mittelfristig einem neuen charakteristischen Gleichgewichtszustand entgegen. Die Untersuchung der Speicheränderung erfolgt analog zu der Vorgehensweise im Bereich *Stillegung von Ackerfläche* (Abschnitt 5.5). Auch hier sind keine realen Daten für verfügbar, welche die Entwicklung des Kohlenstoffgehalts im Boden unter neu angelegten Aufforstungsflächen beschreiben.

5.8 Gesamtfazit des Kapitels

Ein Ziel dieser Arbeit ist es, ein komplexes Prozessmodell mit *LUC*Hesse zu koppeln, um auf Rasterebene Berechnungen der Kohlenstoffumsätze durchführen zu können. Mit *GIS-Century* wurde eine erweiterte Version des *Century* Modells (PARTON ET AL., 1987) für diese Anwendung entwickelt. Um den Einfluss der Nutzungshistorie auf die aktuellen und zukünftigen Kohlenstoffumsätze abbilden zu können, wird *GIS-Century* im Rahmen von HILLS mit Ausnahme der Aufforstung als Gleichgewichtsmodell betrieben. Vorteile die sich daraus ergeben, liegen zum einen in den geringeren Anforderungen an die Eingangsdaten und zum anderen in der Unabhängigkeit der Simulationsläufe von Anfangswerten, die räumlich in Hessen nicht zur Verfügung stehen. Als räumlich aufgelöste Daten werden lediglich Daten über Bodentextur und Klima einer Rasterzelle benötigt. Als Einschränkung bringt diese Methode der Modellanwendung mit sich, dass über den Simulationszeitraum konstante Umweltbedingungen angenommen werden und die Ergebnisse damit als mittel- bis langfristige Beschreibung Dynamik des Systems zu interpretieren sind.

Für die Anwendung von *GIS-Century* in HILLS wurden in diesem Kapitel Anwendungsschemata für die drei in Abschnitt 5.1 identifizierten Aufgabenbereiche entwickelt. Für die Aufgabenbereiche *Stillegung von Ackerflächen* und *forstwirtschaftliche Nutzung bestehender Waldflächen* konnten diese an realen Daten und Literaturwerten erfolgreich getestet und validiert werden. Im Gegensatz dazu ist der Bereich *Aufforstung* als reine Modellanwendung konzipiert, welche die vorher für die Bereiche Boden und Wald entwickelten und für andere Bereiche validierten Anwendungsschemata und Parametersätze für seine Aufgabenstellung anpasst und nutzt.

6 Integration der Modelle in HILLS

6.1 Zielsetzung

In den vorigen Kapiteln wurden die beiden Modelle *LUC*Hesse und *GIS-Century* entwickelt. Thema dieses Kapitels ist nun der softwaretechnische Entwurf des Modellsystems HILLS, das diese Modelle miteinander koppelt und in ein Geografisches Informationssystem integriert. Aufgabe des gekoppelten Systems ist die Simulation der Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Speicherung von Kohlenstoff in Böden und Wäldern von Hessen. Abschnitt 6.2 entwickelt zunächst den konzeptionellen Aufbau des HILLS Modellsystems. Anschließend wird in Abschnitt 6.3 die Implementierung dieser Ansätze in einer ersten lauffähigen Alpha-Version vorgestellt. Eine exemplarische Anwendung des Modellsystems für ein Referenzszenario (Zeitraum 1990 – 2020) ist Thema von Kapitel 7.

6.2 Konzeptioneller Aufbau des HILLS Modellsystems

6.2.1 Modularer Aufbau

HILLS besteht aus zwei Modulen, welche die beiden funktionalen Aspekte des Modellsystems beschreiben (Abbildung 6.1): Simulation der Landnutzungsänderung (Landnutzungsmodul) und die Simulation des Einflusses dieser Änderungen auf die biologische Kohlenstoffspeicherung (Kohlenstoffmodul).

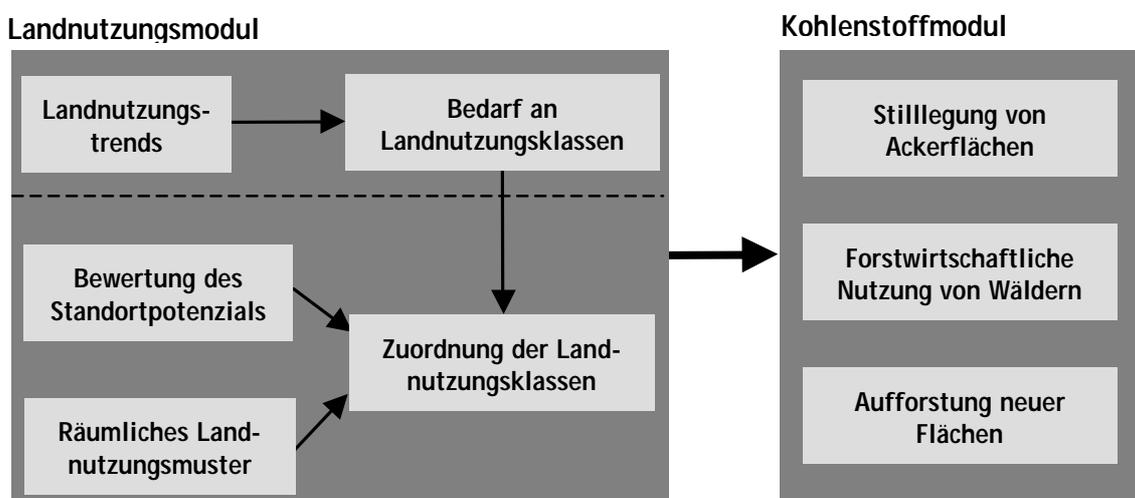


Abbildung 6.1: Modularer Aufbau des HILLS Modellsystems. Ein Modul zur Simulation der Landnutzungsänderung wird zusammen mit einem Modul zur Berechnung der biologischen Speicherung von Kohlenstoff in Böden und Wäldern integriert.

Das Landnutzungsmodul

Aufgabe des Landnutzungsmoduls ist die Berechnung der räumlichen Landnutzungsänderung für einen Szenarienzeitraum mit dem Landnutzungsmodell *LUC*Hesse. Seine funktionale Gliederung orientiert sich entsprechend an Aufbau und Arbeitsweise des Modells und kann in zwei Teilbereiche unterteilt werden. Aufgabe von Teilbereich eins ist die Spezifikation der exogenen Landnutzungstrends für einen gegebenen Szenarienzeitraum und die Berechnung des daraus abgeleiteten

Bedarfs an den Landnutzungsklassen auf der Makroebene von *LUCHesse*. Der zweite Teilbereich ist funktional identisch mit dem *LUCHesse* Modell auf Mikroebene und umfasst die Bewertung des Standortpotenzials sowie die Zuordnung des Bedarfs an die am besten geeigneten Rasterzellen.

Kohlenstoffmodul

Für *GIS-Century* wurden in Kapitel 5 Anwendungsschemata für die Bearbeitung der in dieser Arbeit bearbeiteten Aufgabenstellungen im Bereich der biologischen Kohlenstoffspeicherung entwickelt:

- Berechnung der Speicheränderung in der organischen Bodensubstanz durch die Stilllegung von Ackerflächen.
- Berechnung der Speicheränderung in der Vegetationsbiomasse von bestehenden forstwirtschaftlich genutzten Wäldern.
- Berechnung der Speicheränderung in der organischen Bodensubstanz und in der Vegetationsbiomasse durch Aufforstung von Flächen.

Das Kohlenstoffmodul stellt für jeden dieser Aufgabenbereiche eine Simulationsmethode bereit. Jede Methode legt dabei den Rahmen der Anwendung von *GIS-Century* fest und beinhaltet Funktionen zur Verwaltung der Eingangsdaten und -parameter (*pre-processing*), zur Steuerung des zeitlichen Ablaufs der Simulation (das Anwendungsschema) und zur zielgerichteten Aufbereitung der Simulationsergebnisse (*post-processing*). Das Kohlenstoffmodul arbeitet auf Ebene der Rasterzellen. Neben naturräumlichen Daten (Boden, Klima etc.) fließen in das Anwendungsschema Informationen über die zeitliche Änderung der Landnutzung in die Berechnungen ein, die zuvor vom Landnutzungsmodell generiert wurden (siehe Abschnitt 6.2.3).

6.2.2 Zeitliche und räumliche Skalenebenen

HILLS arbeitet mit einer zeitlichen Auflösung von 5 Jahren als Systemzeitschritt, d.h. Simulationsergebnisse werden für 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 und 2020 erzeugt. Auf diese Weise wird die von den Modulen erzeugte Datenmenge reduziert und die Simulationsergebnisse werden für den Nutzer einfacher handhabbar.

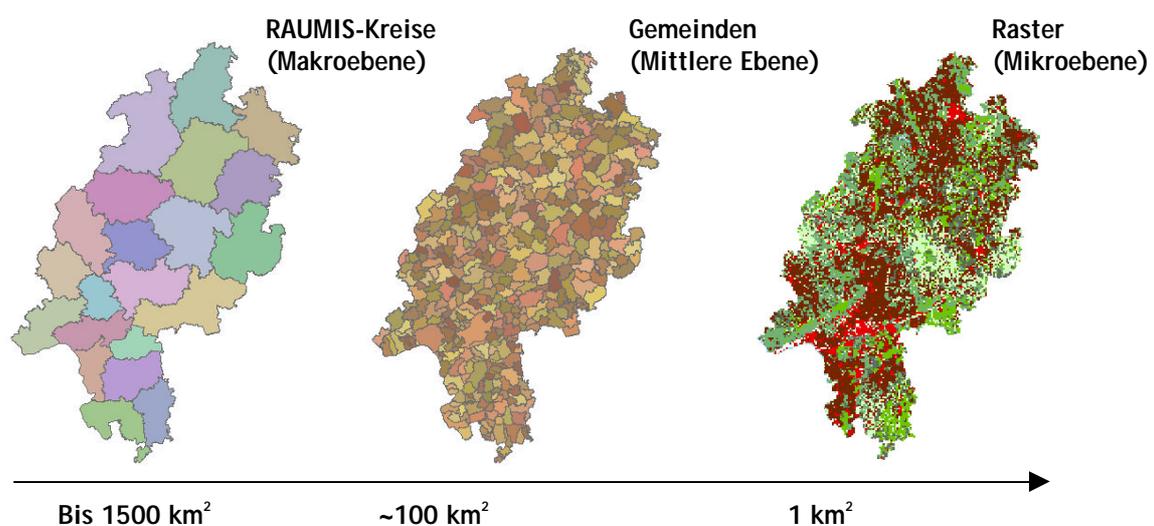


Abbildung 6.2: Hierarchisch organisiertes räumliches Skalensystem in HILLS.

Die räumliche Auflösung umfasst ein hierarchisch aufgebautes Skalensystem, das aus drei Ebenen besteht. Die *Makroebene* beschreibt die hessischen RAUMIS-Kreise und ist damit identisch mit der *Makroebene* von *LUC*Hesse. Sie wird genutzt, um treibende Kräfte für das Landnutzungsmodul zu definieren und um Simulationsergebnisse in aggregierter Form übersichtlich präsentieren zu können. Darunter liegt eine *Mittlere Ebene*, welche die Gemeinden repräsentiert und u.a. zur Modellvalidierung verwendet wird (siehe Kapitel 4.6). Die *Mikroebene* als unterste Hierarchieebene besteht wiederum analog zu *LUC*Hesse aus einem 1 km² Raster. Hier werden die räumlichen Landnutzungsänderungen mit *LUC*Hesse und die Kohlenstoffspeicherung mit *GIS-Century* berechnet.

Simulationsablauf und Modellkopplung

Ein Simulationslauf für einen spezifischen Satz von Szenarienvorgaben wird als Experiment bezeichnet und besteht aus zwei Schritten. Zunächst berechnet *LUC*Hesse die Landnutzungsänderung auf Rasterebene. Für jede Zelle wird ein Vektor erzeugt (LN-Vektor), dessen Elemente ihre Landnutzungsklasse für die einzelnen Systemzeitschritte (5 Jahre) enthält und damit die Entwicklung der Zelle während des Simulationszeitraums beschreibt. Aufbauend auf diesen Ergebnissen erfolgen im zweiten Schritt die Berechnungen des Kohlenstoffmoduls, ebenfalls auf Ebene der Rasterzellen. Dadurch wird sowohl eine räumliche Kopplung (auf Basis der jeweiligen Rasterzelle) als auch eine zeitliche Kopplung (über den LN-Vektor) zwischen den Modellen erreicht. Um die erzeugte Datenmenge zu reduzieren, werden Simulationsergebnisse nur für die Systemzeitschritte erzeugt und in die HILLS Datenbasis geschrieben. Intern arbeiten die Modelle weiterhin mit feineren zeitlichen Auflösungen (siehe Kapitel 4 und 5).

6.3 Implementierung des HILLS Modellsystems

Die Implementierung des funktionsfähigen Prototyps des HILLS Modellsystems (Alpha-Version) nutzt als Grundlage das Geografische Informationssystem *ArcGIS 8.3* in Verbindung mit dem relationalen Datenbanksystem *Microsoft Access*. Dies bringt den Vorteil, sowohl für die Aufbereitung der räumlich expliziten Eingangsdaten als auch für die Analyse und Präsentation der Simulationsergebnisse direkt auf die GIS-Funktionen zugreifen zu können.

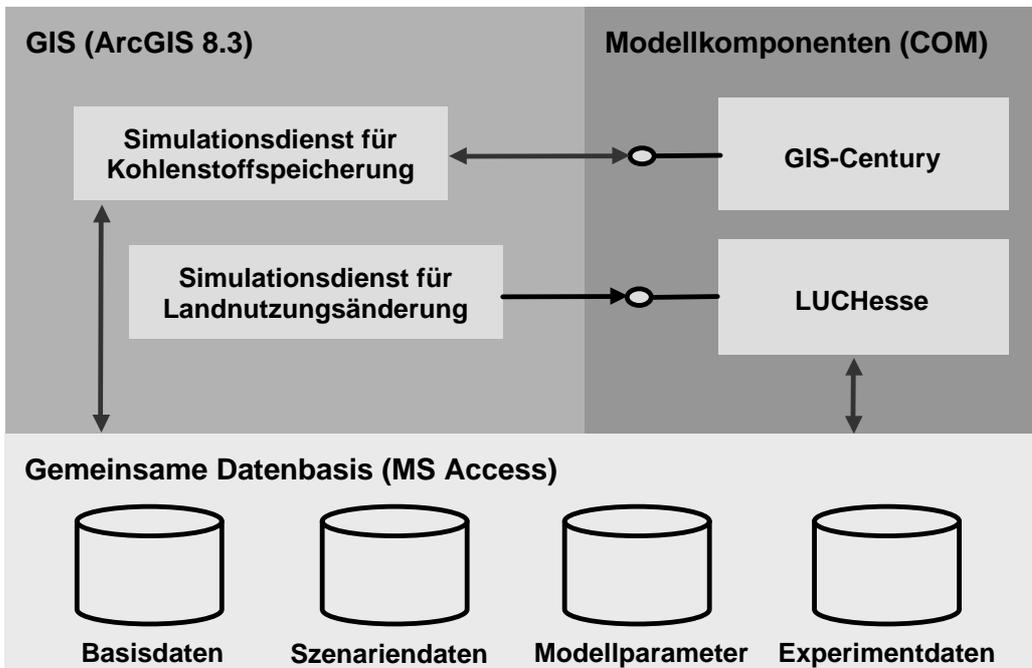


Abbildung 6.3: Schematischer Aufbau des Modellsystems HILLS. Die technische Basis bilden das Geografische Informationssystem ArcGIS 8.3 (stellt die *Simulationsdienste* bereit), die *Gemeinsame Datenbasis* unter MS Access sowie die *Modellkomponenten*, welche mit dem Component Object Model (COM) realisiert wurden.

Abbildung 6.3 zeigt ein Schema des softwaretechnischen Aufbaus von HILLS. Es lassen sich die drei Hauptbestandteile *Gemeinsame Datenbasis*, *Modellkomponenten* und *Simulationsdienste* erkennen, die in den folgenden Abschnitten zunächst kurz vorgestellt werden. In Kapitel 6.4 (*Gemeinsame Datenbasis*) und Kapitel 6.5 (*Modellkomponenten und Simulationsdienste*) erfolgt jeweils eine detaillierte Beschreibung.

Gemeinsame Datenbasis

Den Kern des HILLS-Modellsystems bildet eine Datenbasis zur Verwaltung aller Daten, die für die Durchführung eines Simulationsexperiments benötigt werden bzw. die während eines Experiments von den Modellen erzeugt werden. Ferner dient sie zum Austausch von Informationen zwischen den Modellen und ist damit ein zentrales Element für die Modellkopplung. Die Realisierung erfolgt als ArcGIS-Geodatenbank.

HILLS unterscheidet vier Kategorien von Daten. Basisdaten beschreiben den räumlichen Status Quo der Region Hessen (Bezugsjahr 1990) auf der Mikroebene. Sie umfassen die Geometriedaten des Rasters (Vektorraster), die assoziierten lokalen Standortparameter (Klima, Boden, Topografie etc.) sowie Informationen über die räumliche Organisation der Hierarchieebenen. Szenariendaten

beschreiben demgegenüber die Flächentrends und Managementinformationen auf Makroebene. Die dritte Kategorie bilden Parameterdaten, die von den Modellen benötigte Parameterwerte umfassen. Der Prototyp verwaltet in diesem Bereich bisher einen Bestand von Bodenparametern für das Modell GIS-Century. Zusammengenommen werden diese drei Kategorien als Primärdatenbestand bezeichnet. Sie definieren die Rahmenbedingungen für die Durchführung eines Simulationsexperiments. Im Gegensatz dazu bilden Modellergebnisse, welche während eines Simulationsexperiments erzeugt werden, den Sekundärdatenbestand. Das in der Alpha-Version implementierte Konzept zur Datenhaltung ist bisher auf die Verwaltung eines Simulationsexperiments beschränkt. Jedes Experiment ist daher als separates ArcGIS-Projekt organisiert.

Modellkomponenten und Simulationsdienste

Um die Nutzung aus dem GIS heraus zu ermöglichen, sind die Modelle *LUC*Hesse und *GIS-Century* als Softwarekomponenten mit dem *Component Object Model* (COM) realisiert (siehe Kapitel 4 und Kapitel 5). Über Schnittstellen bieten sie jeweils Funktionen zur Initialisierung, Steuerung und zum Datenaustausch an. Die Modellnutzung geschieht über Simulationsdienste, welche die Aufgaben des Landnutzungsmoduls und der Methoden des Kohlenstoffmoduls abdecken. Die Implementierung der Dienste erfolgt mit der Programmiersprache *Visual Basic for Applications* (VBA) und der Objektbibliothek *ArcObjects* unter ArcGIS.

6.4 Entwurf der Gemeinsamen Datenbasis

Die Organisation von Daten in einer systemweit gültigen Datenbasis bildet das Rückgrat des HILLS Modellsystems. Es werden systemweit eindeutig bezeichnete Datenobjekte eingeführt, die von den Simulationsdiensten genutzt werden können und somit die Bindung zwischen den Modellen herstellen (Interoperabilität auf Datenebene). MÖLLER ET AL. (1999b) stellen ein ähnliches Konzept unter der Bezeichnung „Common Database“ vor. Im Folgenden wird der konzeptuelle Aufbau der Datenmodelle für die einzelnen Datenkategorien in Form von UML-Klassendiagrammen und deren Abbildung auf ein relationales Datenbankschema vorgestellt.

6.4.1 Struktur der Basisdaten

Konzeptuelles Datenmodell

Basisdaten beschreiben die Untersuchungsregion, in diesem Falle das Bundesland Hessen und umfassen Geo- und Sachdaten. Das konzeptuelle Datenmodell ist in Abbildung 6.4 als UML-Klassendiagramm dargestellt.

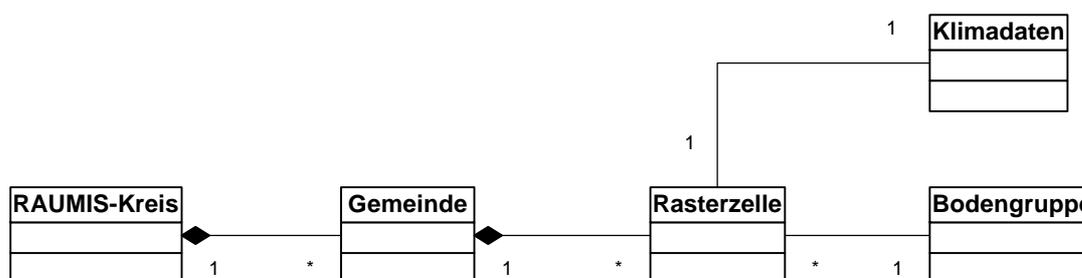


Abbildung 6.4: UML-Klassendiagramm der HILLS Basisdaten. Sie enthalten Geo- und Sachdaten über die HILLS Skalenhierarchie sowie über die lokalen Attribute der Rasterzellen.

Es sind zwei Teilbereiche zu unterscheiden: Die Beschreibung der Skalenhierarchie und die Beschreibung der lokalen Attribute der Rasterzellen. Die Elemente der Skalenhierarchie sind jeweils durch eine eindeutige Lage im Raum definiert (Geodaten) und werden durch eine Anzahl von Parametern (Sachdaten) genauer spezifiziert. Ein RAUMIS-Kreis, der die oberste Ebene dieser Hierarchie bildet, besteht demnach aus der Menge seiner Gemeinden, die wiederum aus den Rasterzellen bestehen, die innerhalb des Gemeindegebiets liegen. Dieser Zusammenhang wird als UML-Komposition modelliert.

Neben ihrer geografischen Lage besitzt eine Rasterzelle eine Menge von lokalen Attributen, die Daten zu Landnutzung, Topografie, Klima und Boden umfassen (siehe Tabelle 3.3 in Abschnitt 3.5 für eine vollständige Übersicht). Aufgrund ihres inhaltlichen Umfangs bilden die Klimadaten eine separate Klasse (3 Parameter für jeweils 12 Monate), die eindeutig der Klasse Rasterzelle zugeordnet ist. Außerdem enthält jede Zelle als Attribut einen Verweis auf eine Klasse Bodengruppe, die zusätzliche Informationen zum Ertragspotenzial des Bodens enthält.

Abbildung auf ein relationales Datenmodell

Die Klassen des konzeptuellen Datenmodells werden im relationalen Datenmodell als jeweils eine Relation implementiert. Die Klasse *RAUMIS-Kreis*, welche die oberste Stufe der Skalenhierarchie beschreibt hat die Attribute *KreisID* als numerisch eindeutigen Schlüssel, der durch das RAUMIS Modell vorgegeben ist und einen *Bezeichner* für den Namen des Kreises (Tabelle 6.1).

Tabelle 6.1: Relation zur Beschreibung der Klasse *RAUMIS-Kreis*

Klasse	Attribute	Datentyp
RAUMIS-Kreis	KreisID	Short
	Bezeichner	String

Als zweite Hierarchieebene wird analog die Klasse *Gemeinde* (Tabelle 6.2) durch eine eindeutige *GemeindeID* als Schlüssel und einen *Bezeichner* attributiert. Zusätzlich findet sich der Fremdschlüssel *KreisID*, der die Beziehung zur Klasse *RAUMIS-Kreis* herstellt.

Tabelle 6.2: Relation zur Beschreibung der Klasse *Gemeinde*

Klasse	Attribute	Datentyp
Gemeinde	GemeindeID	String
	KreisID	Short
	Bezeichner	String

Rasterzellen (Tabelle 6.3) sind durch die *RasterID* als Primärschlüssel gekennzeichnet. Eine Verankerung in die Hierarchie findet durch den Fremdschlüssel *GemeindeID* statt. Auf Ebene der Rasterzellen wird die Geometrie der Untersuchungsregion abgelegt; dies geschieht im Attribut *Geometrie*. HILLS definiert jede Rasterzelle als Polygonobjekt mit einer eindeutigen räumlichen Lage. Diese Geoinformationen sind als Binärdaten im ArcGIS *Geodatabase* Format abgelegt. Weiterhin definieren die Attribute *X_Pos* und *Y_pos* die Zeilen und Spaltenposition der Zelle im Raster, wie sie von *LUCHesse* verwendet wird.

Tabelle 6.3: Relation zur Beschreibung der Klasse *Rasterzelle*

Klasse	Attribute	Datentyp
Rasterzelle	RasterID	Long
	GemeindeID	String
	Geometrie	Polygon
	X_Pos	Short
	Y_Pos	Short
	Landnutzung90	Short
	Hangneigung	Float
	BodenID	Short
	Anteil_NSg	Float
	Anteil_Siedlung	Float

Außerdem werden lokale Attribute der Rasterzellen in der Relation abgelegt. Im Einzelnen sind dies Daten zur CORINE Landbedeckung Jahr 1990 (*Landnutzung90*) sowie Angaben zur Hangneigung und über den Bodentyp (*BodenID*). Dieses Attribut ist ein Fremdschlüssel, der auf die Relation *Bodengruppe* verweist. Weitere Attribute beschreiben sekundäre räumliche Informationen, die von *LUC*Hesse genutzt werden. Einerseits ist dies der Anteil der Zelle, der als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist (*Anteil_NSG*), andererseits der Anteil, zu dem sie besiedelt ist (*Anteil_Siedlung*).

Die Relation *Bodengruppe* (Tabelle 6.4) ist dafür vorgesehen, neben dem Primärschlüssel *BodenID* zusätzliche Attribute zur näheren Beschreibung der biophysikalischen Eigenschaften der jeweiligen Bodengruppe zu verwalten. In der hier vorgestellten Version der Datenbank ist dies das Attribut *Ertragsklasse*, das aus der Hessischen Bodenkarte abgeleitet wird.

Tabelle 6.4: Relation zur Beschreibung der Klasse *Bodengruppe*

Klasse	Attribute	Datentyp
Bodengruppe	BodenID	Short
	Ertragsklasse	Short

Aufgrund der Datenfülle werden die Klimadaten einer Rasterzelle in einer separaten Klasse und damit auch in einer separaten Relation abgelegt (Tabelle 6.5). Der Fremdschlüssel *RasterID*, der die Beziehung zur Rasterzelle herstellt, wird gleichzeitig als Primärschlüssel genutzt. Attribute umfassen für jeden Monat die mittlere minimale Temperatur (*Tmin_Monat*), mittlere maximale Temperatur (*Tmax_Monat*), sowie die mittlere Niederschlagsmenge (*Precip_Monat*).

Tabelle 6.5: Relation zur Beschreibung der Klasse *Klimadaten*

Klasse	Attribute	Datentyp
Klimadaten	RasterID	Long
	Tmin_Jan	Short
	Tmax_Jan	Short
	Precip_Jan	Short

6.4.2 Struktur der Szenariendaten

Konzeptuelles Datenmodell

Die Klasse *Szenario* beschreibt die Entwicklung des Flächentrends der Landnutzungsklassen *Ackerfläche* (Agri), *Grünland und Weideland* (Gruen) und *Siedlung und Gewerbe* (Urban) für einen RAUMIS-Kreis zu den zeitlichen Stützstellen 2000, 2010 und 2020, für Ackerfläche sind zusätzliche Angaben für das Basisjahr 1990 enthalten (siehe Kapitel 4). Diese Daten werden *LUCHesse* als exogene Größen vorgegeben. Abbildung 6.5 zeigt das konzeptuelle Modell.

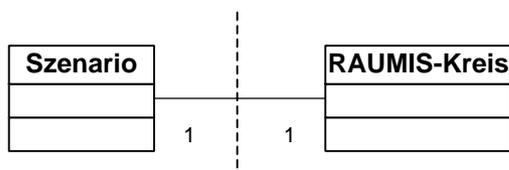


Abbildung 6.5: UML-Klassendiagramm der Klasse *Szenario*. Sie steht in einer 1:1 Beziehung zur Klasse *RAUMIS-Kreis*, die Teil der Basisdaten ist (siehe 6.3.1). Die gestrichelte Linie soll diese Grenze symbolisieren.

Da bisher nur jeweils ein Simulationsexperiment in der HILLS Datenbasis verwaltet werden kann, ist die Klasse *Szenario* eindeutig der Klasse *RAUMIS-Kreis* zugeordnet (1:1 Beziehung).

Abbildung auf ein relationales Datenmodell

Die Relation, auf welche die Klasse *Szenario* abgebildet wird, ist in Tabelle 6.6 dargestellt. Attribute der Relation sind der Bedarf an den Landnutzungsklassen für einen RAUMIS-Kreis an den zeitlichen Stützstellen. Die Beziehung zur Klasse *RAUMIS-Kreis* wird über den Fremdschlüssel *Kreis_ID* hergestellt. Primärschlüssel ist das Attribut *Szenario_ID*.

Tabelle 6.6: Relation zur Beschreibung der Klasse *Szenario*

Klasse	Attribute	Datentyp
Szenario	Szenario_ID	Short
	Kreis_ID	Short
	Urban_2000	Short
	Urban_2010	Short
	Urban2020	Short
	Agri_1990	Short
	Agri_2000	Short
	Agri_2010	Short
	Agri_2020	Short
	Gruen_2000	Short
	Gruen_2010	Short
	Gruen_2020	Short

6.4.3 Struktur der Experimentdaten

Konzeptuelles Datenmodell

Abbildung 6.6 zeigt das UML-Klassendiagramm der in einem Simulationsexperiment erzeugten Daten. Ein Experiment bezieht sich dabei eindeutig auf ein Szenario. Ergebnisse werden durch die Simulationsdienste auf Mikroebene erzeugt, und zwar für die Bereiche Landnutzung und Kohlenstoffspeicherung. Im Klassendiagramm sind diese Bereiche durch eigene Klassen repräsentiert, die in einer 1:n Beziehung zur Klasse *Experiment* stehen.

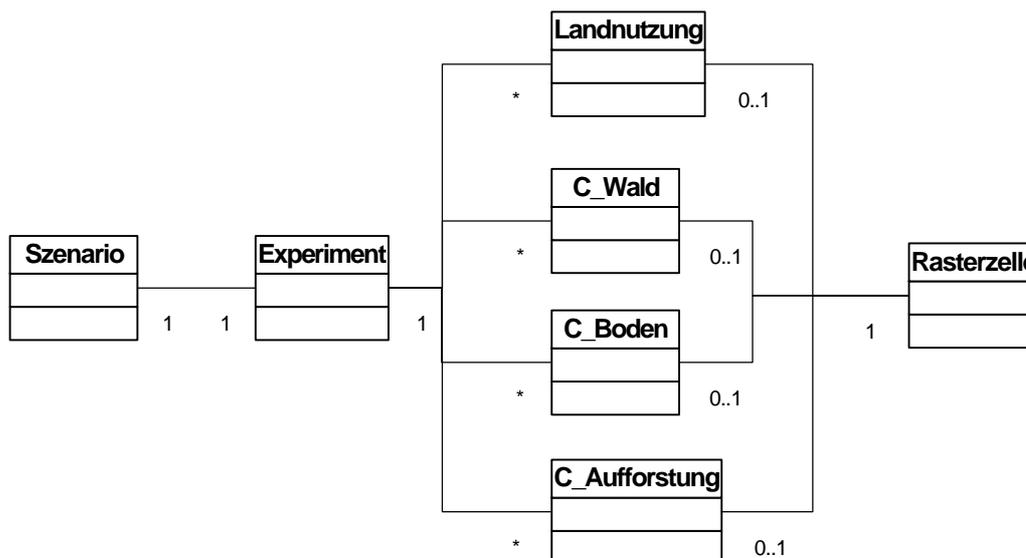


Abbildung 6.6: UML-Klassendiagramm der Experimentdaten. Aufgabe ist die raum-zeitliche Speicherung von Simulationsergebnissen auf der Mikroebene.

Objekte der Klassen *Landnutzung*, *C_Boden* und *C_Aufforstung* enthalten für jeweils eine Rasterzelle die generierten Daten für alle Systemzeitschritte, wodurch neben der räumlichen auch eine zeitliche Komponente in das Datenmodell eingeführt wird. Etwas anders verhält es sich mit den Ergebnissen für bestehende forstwirtschaftlich genutzte Wäldern (*C_Wald*). Hier wird lediglich ein Wert abgelegt, der die mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz über den Simulationszeitraum darstellt. Aufgrund der Arbeitsweise der Simulationsdienste des Kohlenstoffmoduls, die Rasterzellen selektiv bearbeiten (siehe Abschnitt 6.5), muss nicht für jede Zelle ein Ergebnis vorliegen, was sich in der Kardinalität der Beziehungen zur Klasse *Rasterzelle* (1 : 0..1) widerspiegelt.

Abbildung auf ein relationales Datenmodell

Das relationale Datenmodell bildet die Klassen des konzeptuellen Modells auf entsprechende Relationen ab. Einziges Attribut der Relation *Experiment* ist neben dem Primärschlüssel *Experiment_ID* ein Fremdschlüssel auf das zugeordnete Szenario (Tabelle 6.7).

Tabelle 6.7: Relation zur Beschreibung der Klasse *Experiment*

Klasse	Attribute	Datentyp
Experiment	Experiment_ID	Short
	Szenario_ID	Short

Der Aufbau der Relationen zur Speicherung der Simulationsergebnisse *Landnutzung*, *C_Boden* und *C_Aufforstung* (Tabellen 6.8 und 6.9) folgt dem gleichen Prinzip. Attribute sind die Fremdschlüssel *RasterID* als Referenz auf die zugeordnete Rasterzelle und *Experiment_ID* als Verweis auf das entsprechende Simulationsexperiment, sowie Einträge für die in den Simulationszeitschritten erzeugten Ergebnisse.

Tabelle 6.8: Relation zur Beschreibung der Klasse *Landnutzung*

Klasse	Attribute	Datentyp
Landnutzung	RasterID	Long
	Experiment_ID	Short
	Landnutzung1990	Short
	Landnutzung1995	Short
	Landnutzung2000	Short

	Landnutzung2020	Short

Die Besonderheit der Relation *Landnutzung* (Tabelle 6.8) besteht zum einen darin, dass *LUChesse* in jedem Zeitschritt Ergebnisse für alle Rasterzellen erzeugt. Weiterhin gibt es ein zusätzliches Attribut für das Bezugsjahr 1990. Hier werden durch *LUChesse* als Erweiterung der CORINE-Landbedeckungsdaten bereits Ackerflächen zugeordnet. Jeder Rasterzelle wird somit ein Vektor von Landnutzungsklassen zugewiesen, der ihre Landnutzungsgeschichte während des Simulationslaufs wiedergibt. Aus Gründen der Datenbankperformance wurde diese Relation in sieben einzelne Relationen unterteilt, von denen jede zur Speicherung der Ergebnisse für einen Systemzeitschritt verantwortlich ist. Attribute der Relationen *Landnutzung_Rel190* ... *Landnutzung_Rel2020* sind die beiden oben angeführten Fremdschlüssel sowie die Datenattribute *Landnutzung1990* ... *Landnutzung2020*, welche den LN-Vektor einer Rasterzelle beschreiben.

Tabelle 6.9: Relationen zur Beschreibung der Klassen *C_Aufforstung* und *C_Boden*

Klasse	Attribute	Datentyp
C_Aufforstung	RasterID	Long
	Experiment_ID	Short
	C_dSpeicher_1995	Float
	C_dSpeicher_2000	Float

	C_dSpeicher_2020	Float

Klasse	Attribute	Datentyp
C_Boden	RasterID	Long
	Experiment_ID	Short
	C_dSpeicher_1995	Float
	C_dSpeicher_2000	Float

	C_dSpeicher_2020	Float

Die Attribute der Relationen *C_Boden* und *C_Aufforstung* (Tabelle 6.9) beschreiben die jeweilige Änderung der, in der organischen Bodenmasse bzw. in der Vegetationsbiomasse gespeicherten Kohlenstoffmenge durch die Landnutzungsänderungen *Stilllegung von Ackerfläche* und *Aufforstung* während eines Systemzeitschritts. Einträge (Zeilen) in die Relation werden für Rasterzellen erzeugt, welche von einer dieser Landnutzungsänderungen betroffen sind. Für Aufforstungsflächen werden Einträge in beiden Tabellen erzeugt. Die Ergebnisse liegen in der Einheit [g/m²] vor.

Tabelle 6.10: Relation zur Beschreibung der Klasse *C_WALD*

Klasse	Attribute	Datentyp
C_Wald	RasterID	Long
	Experiment_ID	Short
	C_Bilanz	Float

Im Gegensatz dazu enthält die Relation der Klasse *C_Wald* neben dem Fremdschlüssel *RasterID* nur das Attribut *C_Bilanz* für die mittlere jährliche Kohlenstoffbilanz der Vegetationsbiomasse einer bestehenden forstwirtschaftlich genutzten Waldfläche (Tabelle 6.10). Auch hier liegen die Ergebnisse in der Einheit [g/m²] vor.

6.4.4 Struktur der Bodenparameter

Konzeptuelles Datenmodell

Die Klasse *Bodenparameter* dient zur Bereitstellung von Parametersätzen für *GIS-Century*. Sie wird von den zuständigen Simulationsdiensten dazu genutzt, die Informationen über die Bodengruppe einer Rasterzelle auf einen Satz von entsprechenden Modellparametern abzubilden („Mapping“). Jedem Objekt der Klasse *Bodengruppe* ist demzufolge eindeutig ein Objekt der Klasse *Bodenparameter* zugeordnet.

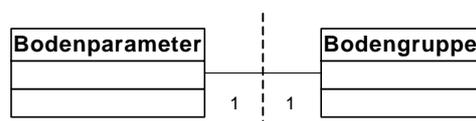


Abbildung 6.7: UML-Klassendiagramm der Beziehung zwischen *Bodenparameter* und *Bodengruppe*.

Abbildung auf ein relationales Datenmodell

Die entsprechende Relation (Tabelle 6.11) enthält die *BodenID* als Fremdschlüssel und als zusätzliche Attribute Informationen über die Korngrößenverteilung (*Sandanteil*, *Schluffanteil* und *Tonanteil*) sowie über die mittlere *Lagerungsdichte* in [g/cm³].

Tabelle 6.11: Relation zur Beschreibung der Klasse *Bodenparameter*

Klasse	Attribute	Datentyp
Bodenparameter	BodenID	Short
	Sandanteil	Float
	Schluffanteil	Float
	Tonanteil	Float
	Lagerungsdichte	Float

6.5 Modellkomponenten und Simulationsdienste

6.5.1 Simulationsdienst des Landnutzungsmoduls

Der Simulationsdienst zur Landnutzungsänderung beschränkt sich darauf, die Modellkomponente *LUChesse* zu initialisieren (Funktion *init()*) und in einer Schleife die Simulationszeitschritte mit der Funktion *simStep()* durchzuführen. *LUChesse* ist ein räumliches Modell; es liest die benötigten Szenarien- und Basisdaten selbst aus der Datenbasis und führt die Simulation mit internen Datenstrukturen durch. Modellergebnisse werden in Intervallen von fünf Jahren direkt in die entsprechenden Relationen der HILLS Experimentdatenbank geschrieben. Sie definieren den LN-Vektor für jede Rasterzelle. Da sowohl der Lese- als auch der Schreibvorgang auf alle Rasterzellen der Mikroebene zugreift, kann auf diese Weise eine wesentlich bessere Performance als mit entsprechenden Routinen auf Seite des Dienstes erreicht werden.

6.5.2 Simulationsdienste des Kohlenstoffmoduls

Übersicht

Die Simulationsdienste des Kohlenstoffmoduls haben einen komplexeren Aufbau, da sie neben der Simulationssteuerung auch das Datenbankmanagement und die Aufbereitung der Modellergebnisse übernehmen. Ihre Aufgabe liegt darin, die Modellkomponente *GIS-Century*, die im Kern weiterhin ein lokales Modell darstellt, in einem räumlichen Kontext auf die Rasterzellen der Mikroebene entsprechend der jeweilig modellierten Problemstellung anzuwenden.

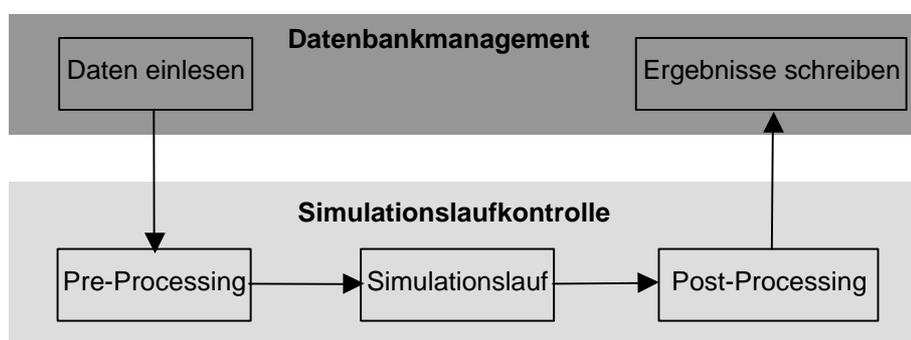


Abbildung 6.8: Schematische Darstellung des Aufbaus der Simulationsdienste des Kohlenstoffmoduls sowie des Ablaufs der einzelnen Teilaufgaben.

In Abbildung 6.8 ist der Arbeitsablauf eines Dienstes für die Bearbeitung einer Rasterzelle schematisch dargestellt. Bevor Daten aus der Datenbank gelesen werden, erfolgt zunächst auf Basis der vom Landnutzungsmodul erzeugten Landnutzungsänderung (LN-Vektor) auf Datenbankebene eine Auswahl („Select“ Anweisung) der Rasterzellen, für die ein Simulationslauf gestartet werden soll. Um die Laufzeit des Dienstes zu verringern, werden die Operationen des dargestellten Arbeitsablaufs nur auf die Elemente der Ergebnismenge angewendet.

Im ersten Schritt liest der Dienst aus der Basisdatenbank die lokalen Attribute der Rasterzelle zu den Bereichen Klima und Boden ein. Das *Pre-Processing* bereitet den Simulationslauf vor, u.a. indem aus diesen Daten eine Standortbeschreibung für *GIS-Century* erzeugt und als ASCII-Datei in das Arbeitsverzeichnis der Modellkomponente geschrieben wird. Angaben zur Bodengruppe werden dabei auf die in der Relation *Bodenparameter* zur Verfügung gestellten Parametersätze abge-

bildet. Vor Beginn des Simulationslaufs wird *GIS-Century* initialisiert. Der Ablauf der eigentlichen Simulation ist abhängig von der Aufgabenstellung des jeweiligen Simulationsdienstes. Nach Abschluss des Simulationslaufs werden die erzeugten Ergebnisdaten im *Post-Processing* Schritt aufbereitet und zunächst in einer internen Datenstruktur gespeichert. Erst nach Abarbeitung aller ausgewählten Rasterzellen werden die Daten in die Experimentdatenbank geschrieben. Der Simulationsdienst tritt gegenüber der Modellkomponente *GIS-Gentury* als Klient auf und setzt voraus, dass eine vollständige Arbeitsumgebung für das Modell (u.a. Parameter- und Managementdateien) vorhanden ist. Im Folgenden werden die Funktionen der drei Dienste des Kohlenstoffmoduls vorgestellt.

Änderung des in der organischen Bodensubstanz gespeicherten Kohlenstoffs durch die Stilllegung von Ackerflächen

Die Auswahl der für diesen Dienst relevanten Rasterzellen liefert als Ergebnis die Menge der Zellen, die im Bezugsjahr ackerbaulich genutzt und während des Simulationszeitraums stillgelegt werden. Stilllegung bezeichnet dabei eine Konversion hin zur Landnutzungsklasse *Grünland und Weideland* oder *Landwirtschaftliche Restfläche*. Im ersten Fall wird von einer Folgenutzung als intensiv bewirtschaftetes Grünland mit hohem Stickstoffeintrag, entsprechend der in Abschnitt 5.5.4 vorgestellten N180 Variante ausgegangen, während im zweiten Fall von einer Nutzung als extensives Weideland ausgegangen wird (siehe Abschnitt 5.5.4). Diese grobe Unterscheidung ist ein erster Ansatzpunkt, um die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Kohlenstoffspeicherung berücksichtigen zu können.

Das *Pre-Processing* umfasst neben der Erstellung der Standortdatei auch die Erzeugung eines Simulationsablaufplans mit jährlicher Auflösung von 1990 bis 2020 (30 Einträge) auf Grundlage des Landnutzungsvektors der bearbeiteten Rasterzelle, der zuvor aus der Experimentdatenbank eingelesen wird. Findet innerhalb eines Systemzeitschritts eine Landnutzungsänderung statt, wird dies im Simulationsablaufplan entsprechend ab Mitte des jeweiligen Intervalls vermerkt.

Der folgende Simulationslauf besteht entsprechend dem in Kapitel 5 entwickelten Anwendungsschema aus drei Phasen. Am Anfang steht ein 500-jähriger Gleichgewichtsblock, der eine extensive Grünlandnutzung als Gleichgewichtszustand einstellt. Anschließend erfolgt die Simulation einer 80-jährigen Nutzungshistorie, die aus einer 50 Jahre andauernden Periode der Ackernutzung mit Weizenanbau und geringer Stickstoffdüngung sowie einer anschließenden Periode von 30 Jahren Weizenanbau mit hoher Stickstoffdüngung besteht. Die Simulation der Periode 1990 – 2020 erfolgt in Jahresschritten entsprechend den Landnutzungsvorgaben des Simulationsablaufplans. Nach jedem Jahres-Zeitschritt wird der aktuelle Gesamtkohlenstoffgehalt (SOC) des Bodens als Modellergebnis von *GIS-Century* ausgelesen und gespeichert.

Aufgabe des *Post-Processings* ist die Berechnung der in den jeweiligen Systemzeitschritten zu verzeichnenden Änderungen, der im Boden gespeicherten Kohlenstoffmenge. Dies geschieht auf Basis der Modellergebnisse durch Differenzbildung zwischen den Werten an den zeitlichen Stützstellen, die den Beginn und das Ende eines jeden Systemzeitschritts markieren. Schließlich werden diese Ergebnisse zu den Experimentdaten in die Relation *C_Boden* geschrieben.

Änderung des gespeicherten Kohlenstoffs in der organischen Bodensubstanz und in der Vegetationsbiomasse von Aufforstungsflächen

Relevante Rasterzellen sind in diesem Fall alle Zellen, die bis 2020 aufgeforstet werden, wobei eine Aufforstung als Laubwald angenommen wird. Ebenso wie bei der Simulation der Flächenstilllegung (s.o.) umfasst das *Pre-Processing* die Erstellung der Standortbeschreibung für *GIS-Century* sowie die Erstellung des Simulationsablaufplans.

Der Simulationsablauf umfasst drei Phasen. In Phase 1 wird ein Gleichgewichtsblock (500 Jahre extensive Weidenutzung) berechnet. Demgegenüber ist der Ablauf der weiteren Phasen abhängig von der Landnutzungsklasse der Rasterzelle im Bezugsjahr. Gehört sie der Landnutzungsklasse *Grünland und Weideland* an, besteht Phase 2 (Nutzungshistorie) aus der Fortführung der extensiven Weidenutzung über 80 Jahre. Im Gegensatz dazu wird bei den Landnutzungsklassen *Ackerfläche* und *Landwirtschaftliche Restfläche* jeweils die gleiche Nutzungshistorie wie schon bei der Betrachtung des Bodenkohlenstoffs angenommen, bestehend aus 50 Jahren Weizenanbau mit niedrigem Düngereinsatz und 30 Jahren Weizenanbau mit hohem Düngereinsatz. Der Ablauf der dritten Phase wird durch die Landnutzungsänderung der Rasterzelle zwischen 1990 und 2020 bestimmt und ist wiederum im Simulationsablaufplan festgelegt.

Im Gegensatz zu den Simulationsexperimenten in Kapitel 5.6 wird kein Gleichgewichtszustand unter Waldnutzung sondern ein Übergang zwischen Agrarökosystemen hin zu einem Waldökosystem simuliert. Kapitel 5.7 ging bereits näher auf die Problematik ein, dass diese Vorgehensweise in dieser Arbeit nicht auf Modellexperimente gestützt ist. Es wird sowohl die Speicheränderung in der Vegetationsbiomasse als auch in der organischen Bodensubstanz betrachtet. Da in den ersten 30 Jahren nach einer Aufforstung analog zu den Annahmen Abschnitt 5.6 keine Holzentnahme erfolgt, kann dieses Ereignis hier vernachlässigt werden. Schließlich berechnet das *Post-Processing* durch Differenzbildung aus den jährlichen Modellergebnissen wiederum die Änderung des gespeicherten Kohlenstoffs für die jeweiligen Systemzeitschritte. Nach Abarbeitung aller Rasterzellen schreibt der Dienst die Ergebnisse in die Relation *C_Aufforstung*.

Änderung des in der Vegetationsbiomasse von bestehenden forstwirtschaftlich genutzten Wäldern gespeicherten Kohlenstoffs

Die Aufgabe dieses Simulationsdienstes weicht von den bisher vorgestellten dahingehend ab, als dass nicht die Wirkung von Landnutzungsänderung (in Sinne einer Konversion), sondern die Wirkung von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Wald als Kohlenstoffspeicher abgeschätzt werden soll (im Sinne einer Modifikation). Betrachtet werden alle Rasterzellen, die während des gesamten Simulationszeitraums bewaldet sind, wobei eine Unterscheidung zwischen den Typen Nadel-, Laub-, und Mischwald stattfindet. Die Aufgabe des *Pre-Processings* reduziert sich damit auf die Erstellung der Standortdatei.

Der Simulationsablauf ist identisch mit dem in Kapitel 5.6 vorgestellten Anwendungsschema. Zunächst werden zwei Initialphasen ohne Nutzung simuliert, gefolgt von der Bilanzphase auf der die Berechnungen zur Kohlenstoffspeicherung beruhen. Das forstliche Nutzungsschema für die Bilanzphase definiert eine für den jeweiligen Waldtyp charakteristische Umtriebszeit (120 Jahre Nadelwald, 160 Jahre Laubwald) und eine Holzentnahme in Intervallen von zehn Jahren. Dabei wird eine mäßige Bewirtschaftungsintensität mit Entnahmeraten von 17,2 % für Laubwald und 18,6 % für Nadelwald (SCHÖBER, 1987) modelliert. Mischwälder bestehen zu jeweils 50 % aus

Laub- und Nadelbäumen. Für eine Mischwald-Rasterzelle werden zwei getrennte Simulationsläufe durchgeführt, deren Ergebnisse zu einem Mittelwert zusammengefasst werden. Das *Post-Processing* berechnet dann die im Mittel während eines Jahres der Bilanzphase zusätzlich gespeicherte Kohlenstoffmenge. Die Ergebnisse werden nach Bearbeitung aller Rasterzellen in die Relation *C_Wald* geschrieben.

6.6 Fazit

In diesem Kapitel wurden softwaretechnische Konzepte zur Kopplung der Modelle *LUHesse* und *GIS-Century* sowie für eine Integration dieser Modelle in das Geografische Informationssystem ArcGIS entwickelt. Die Implementierung dieser Konzepte erfolgt in einer Alpha-Version des Modellsystems. Diese Alphaversion ist als „Projekt“ unter der ArcGIS Applikation ArcMap realisiert, das zum einen die Datenbanken der *Gemeinsamen Datenbasis* als Tabellen einer *Personal Geodatabase* und zum anderen die Dienste als VBA Makros enthält. Für die Simulation eines Szenarios wird jeweils ein neues „Projekt“ angelegt. Um eine performante Visualisierung zu realisieren, werden die Experimentdaten und die benötigten Basisdaten in die Sachdatentabelle einer, eigens dazu angelegten Rastergeometrie zusammengeführt. Mit dieser HILLS Implementierung wurden die Simulationsläufe für Kapitel 7 durchgeführt.

7 Anwendung von HILLS auf ein Referenzszenario in Hessen

7.1 Eine Methode zur Simulation der Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung

Mit HILLS wurde ein Modellsystem entwickelt, das einen methodisch konsistenten Rahmen bietet, um die Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung in der Untersuchungsregion Hessen zu simulieren.

In diesem Kapitel wird HILLS exemplarisch auf ein Referenzszenario für den Zeitraum 1990 bis 2020 angewendet (Busch, 2004), das sowohl Flächentrends auf der Makroebene, als auch Annahmen über Bewirtschaftungsmaßnahmen für die Methoden des Kohlenstoffmoduls umfasst. Es werden zwei Themenkomplexe betrachtet:

- Bewertung und Vergleich der Wirkung verschiedener Arten der Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung.
- Bewertung und exemplarische Validierung der in HILLS angewandten Methoden.

Im Rahmen des ersten Themenkomplexes wird zwischen den vier Bereichen Urbanisierung (Abschnitt 7.3), Strukturänderung der Landwirtschaft (7.4), Aufforstung (7.5) und forstwirtschaftliche Nutzung bestehender Wälder (7.6) unterschieden. Die Unterkapitel enthalten dabei eine Übersicht über die jeweiligen Szenarienannahmen und die Simulationsergebnisse für den Bereich Landnutzungsänderung (HILLS Landnutzungsmodul) sowie für die Wirkung dieser Änderungen auf die Kohlenstoffspeicherung (HILLS Kohlenstoffmodul).

Einen Schwerpunkt im zweiten Themenkomplex bilden Untersuchungen über die Abbildung der räumlichen Heterogenität der Standorteigenschaften (Klima und Boden) in HILLS und ihrer Auswirkungen auf die Modellergebnisse. So wird in Abschnitt 7.2 untersucht, ob die räumliche Auflösung der Mikroebene von HILLS sich als ausreichend für die Kopplung der Modelle *LUC*Hesse und *GIS-Century* erweist. Abschnitt 7.5.4 zeigt exemplarisch für den Bereich Aufforstung den Einfluss dieser räumlichen Heterogenität und damit auch der räumlichen Dynamik der Landnutzung auf die Kohlenstoffspeicherung. Zweiter Schwerpunkt ist eine Validierung der Ergebnisse des gekoppelten Systems als Ergänzung der Validierungsschritte, die in den Kapiteln 4 und 5 bereits durchgeführt wurden (Abschnitt 7.4.4). Es wird eine Validierung der Simulationsergebnisse für die Kohlenstoffspeicherung in organischer Bodensubstanz durch die Stilllegung von Ackerflächen anhand der IPCC-Richtlinien (IPCC, 1996) vorgenommen. Damit soll ein Weg aufgezeigt werden, die Güte der Modellergebnisse auf regionaler Ebene zu bewerten.

7.2 Ist die räumliche Auflösung der Mikroebene ausreichend zur Kopplung von *LUC*Hesse und *GIS-Century* ?

Als besonderes Merkmal des Modellsystems wurde bereits die Betrachtung der räumlichen Variabilität von Standorteigenschaften genannt. Ein Standort ist definiert durch eine Rasterzelle mit homogenen lokalen Eigenschaften. Die räumliche Variabilität wird durch das Gesamttraster beschrieben. Davon zu unterscheiden ist der Grad der Differenzierung in der Abbildung einer Standorteigenschaft (Wertebereich). Als Beispiele seien hier die Landnutzungsklassen und Bodentypen

genannt, die in HILLS unterschieden werden.

Wichtigster Einflussfaktor bei der Betrachtung der räumlichen Variabilität ist die Größe der Rasterzellen. Ein Ansatzpunkt für eine weitere räumliche Differenzierung der Standorteigenschaften liegt in der Nutzung einer kleineren Rastergröße und damit in der Verringerung der Standortgröße. Um den Effekt und den Nutzen eines solchen Vorgehens abschätzen zu können müssen die für *GIS-Century* relevanten in Hessen zugänglichen Eingangsdaten betrachtet werden.

So liegen die Klimadaten in der Auflösung von 1 km² vor. Eine Verkleinerung des Rasters wird von dieser Seite demnach keine Auswirkungen auf die Modellergebnisse haben, solange diese Daten nicht anhand weiterer lokaler Informationen herunterskaliert werden. Betrachtet man den Bereich Boden, zeigt sich, dass die zugrunde liegende Bodenübersichtskarte 972 Bodeneinheiten auf dem Gebiet Hessens als Polygone unterscheidet. Die „Auflösung“ der Karte ist damit geringer als beim 1 km² Raster mit 21.126 Zellen. Um die Unterschiede im Informationsgehalt verschiedener Rasterauflösungen bewerten zu können, wird ein 100 m Raster aus der Bodenübersichtskarte erzeugt und mit dem 1 km² Raster verglichen. Dazu wird das 1 km² Raster zunächst in ein 100 m Raster konvertiert, wobei sein Informationsgehalt gleich bleibt (aus einer Zelle werden 100 Zellen mit jeweils identischen Standorteigenschaften). Der anschließende Vergleich der beiden 100 m Rasterdatensätze zeigt, dass 85% der Rasterzellen in ihrer Bodenklassifizierung übereinstimmen. Abweichungen finden sich vornehmlich in den Randbereichen der Polygone der Ausgangskarte. Einer Erhöhung der räumlichen Auflösung um den Faktor 100 steht damit eine verhältnismäßig geringe Abweichung des Informationsgehalts zum 1 km² Raster gegenüber. Insgesamt betrachtet kann der Informationsgewinn damit als zu gering eingeschätzt werden, um eine Verkleinerung der Rastergröße zu rechtfertigen.

Ein wesentlich höheres Potential liegt demgegenüber in der differenzierteren Betrachtung einzelner Standorteigenschaften. So werden bisher nur vier Bodentypen bei der Parametrisierung von *GIS-Century* unterschieden, welche für das Gesamtspektrum der, in der Ausgangskarte ausgewiesenen Böden (46 Böden) repräsentativ sind. Eine Erweiterung kann ohne eine Änderung des Systemkonzepts durch die Einführung neuer Parametersätze in der Datenbasis erfolgen. Einen anderen Ansatzpunkt bietet eine räumlich differenziertere Betrachtung der Annahmen über die Bewirtschaftungsmaßnahmen und Nutzungshistorien in der Land- und Forstwirtschaft (Düngereinsatz, Holzeinschlag etc.). Diese werden bisher innerhalb der einzelnen Bereiche für die gesamte Untersuchungsregion weitestgehend als uniform angenommen. Die Differenzierung verschiedener Nutzungsintensitäten als Folgenutzung bei der Stilllegung von Ackerflächen und die Unterscheidung in der Nutzung zwischen Laub-, Nadel- und Mischwäldern ist dabei ein erster Schritt in diese Richtung.

7.3 Wirkung der Urbanisierung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung

7.3.1 Annahmen des Referenzszenarios

Die Angaben zur Änderung der Siedlungs- und Gewerbefläche zwischen 1990 und 2000 stützen sich auf Daten der Hessischen Gemeindestatistik (HSL, 2001; HSL, 1991), die für die RAUMIS-Kreise zusammengefasst werden. Demgegenüber basieren die Szenarienannahmen für den Zeitraum 2000 bis 2020 auf einer statistischen Analyse über den Zusammenhang zwischen Bruttoinlandsprodukt (BIP) und Flächenverbrauch in Hessen (BUSCH, 2004). Hierzu wurden im Rahmen einer Regressionsanalyse statistische Daten zur Anlage neuer Siedlungs- und Gewerbeflächen im Zeitraum 1990 bis 2000 mit statistischen Daten zur Bruttowertschöpfung in Landkreisen und Kreisfreien Städten in Beziehung gesetzt. Ergebnis war eine hohe Korrelation zwischen Flächenverbrauch und BIP. Methodisch ist das Vorgehen vergleichbar mit den Strukturkurven zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Wasserverbrauch und Einkommen für verschiedene Weltregionen, die in ALCAMO ET AL. (2003) vorgestellt werden. Das Referenzszenario stellt für jeden RAUMIS-Kreis Annahmen über die Entwicklung des BIP bis zum Jahr 2020 auf, welche die Grundlage zur Ableitung der Flächentrends als exogene Eingangsgröße für *LUC*Hesse bilden.

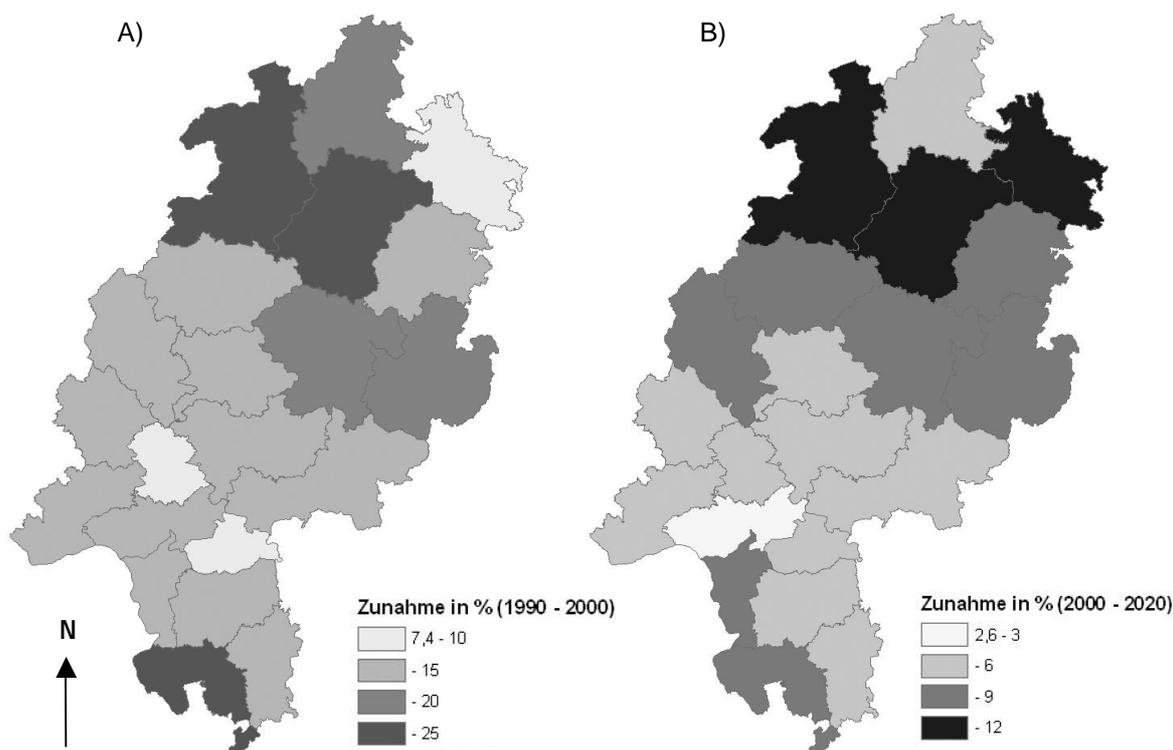


Abbildung 7.1: Zunahme der Siedlungs- und Gewerbefläche in Hessen zwischen 1990 und 2020. Bild (A) zeigt die prozentuale Zunahme der als Siedlung und Gewerbe genutzten Fläche zwischen 1990 und 2000 (HSL, 1991; HSL, 2001). In Bild (B) ist die prozentuale Zunahme zwischen 2000 und 2020 dargestellt, die auf den Annahmen des Referenzszenarios beruht.

Zwischen 1990 und 2000 ist für das Bundesland Hessen ein Anstieg der Siedlungs- und Gewerbefläche um 13,5 % von 149.278 ha auf 169.403 ha zu verzeichnen. Festzustellen sind dabei große Unterschiede zwischen einzelnen RAUMIS-Kreisen (Abbildung 7.1 A). Bis 2010 erfolgt ein weiterer Anstieg auf 179.814 ha. Dieser Trend setzt sich bis ins Jahr 2020 mit 189.983 ha Siedlungs-

und Gewerbefläche fort, was einem Anteil an der Landesfläche von ungefähr 9% entspricht. Diese Entwicklung findet trotz eines Rückgangs der Bevölkerungszahl von nahezu 6 Millionen zur Jahrtausendwende auf 5,8 Millionen im Jahr 2020 statt. Die Daten für die einzelnen RAUMIS-Kreise sind Anhang G beigefügt.

7.3.2 Räumliche Änderung der Landnutzung

Abbildung 7.2 zeigt Modellergebnisse des HILLS Landnutzungsmoduls auf Rasterebene für einen Simulationslauf mit den Flächentrends des Referenzszenarios zwischen 1990 und 2020. Zur besseren Übersicht wurde aus den Einzelergebnissen der Systemzeitschritte eine thematisch aggregierte Karte erstellt. Die in grau dargestellten Rasterzellen stellen dabei den Bestand an Siedlungs- und Gewerbefläche im Bezugsjahr dar. Bis zum Jahr 2000 in die Landnutzungsklasse *Siedlung und Gewerbe* konvertierte Rasterzellen sind blau gekennzeichnet, während die im Zeitraum 2000 bis 2020 konvertierten rot dargestellt sind. Neue *Siedlung und Gewerbe* Flächen entstehen entsprechend der Modellformulierung sowohl in den Randbereichen bereits bestehender Siedlungskerne als auch in ländlichen Gebieten. Besonders im Rhein-Main Gebiet ist der Prozess der Suburbanisierung deutlich als ein weiteres „Zusammenwachsen“ des Ballungsraums zu erkennen.

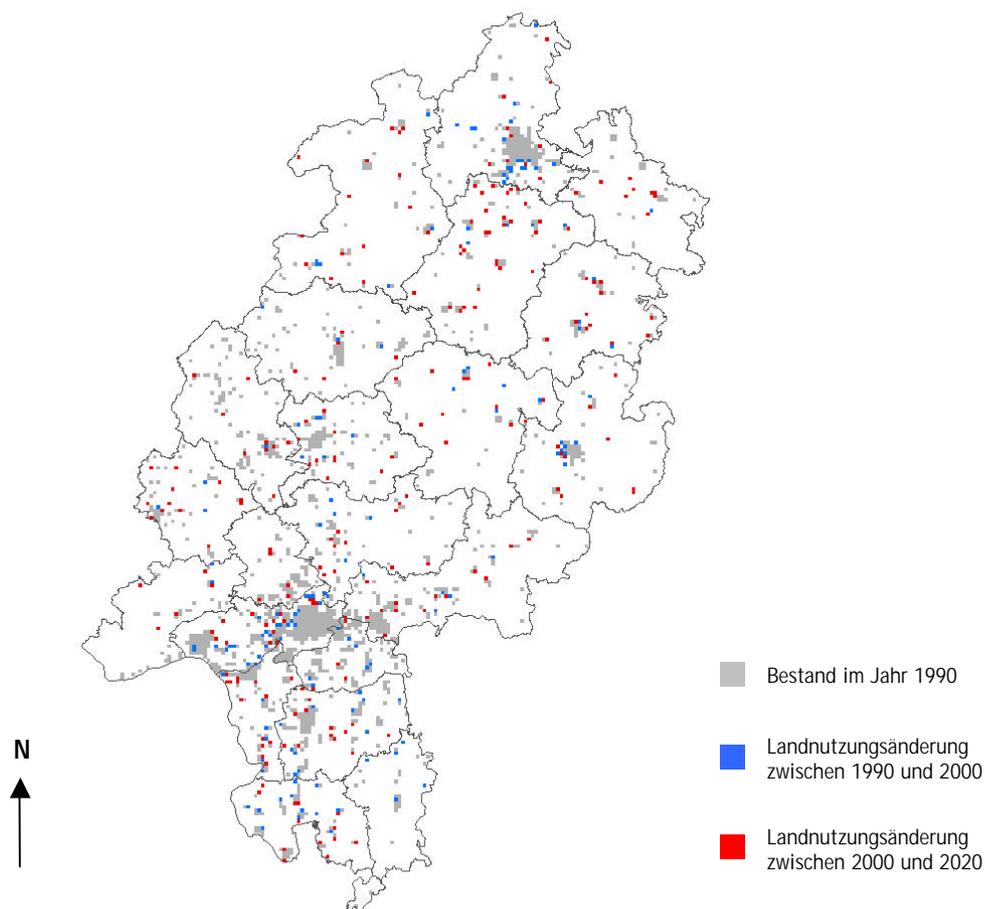


Abbildung 7.2: Entwicklung der Siedlungs- und Gewerbeflächen zwischen 1990 und 2020 auf Rasterebene. Die thematische Karte basiert auf Modellergebnissen des HILLS Landnutzungsmoduls für das Referenzszenario.

Für den Simulationslauf wurde die in Kapitel 4 zur Validierung von *LUCHesse* entwickelte Modellparametrisierung verwendet. Insgesamt findet eine Landnutzungsänderung hin zur Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe* für 427 Rasterzellen statt, wobei 40.846 ha (~408 km²) Fläche durch das Modell verteilt werden.

7.3.3 Auswirkungen auf die biologische Kohlenstoffspeicherung

Bei der Abschätzung der Auswirkungen der Urbanisierung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung können indirekte und direkte Effekte unterschieden werden. Indirekte Effekte ergeben sich daraus, dass die Ausdehnung von Siedlungs- und Gewerbefläche eine wichtige treibende Kraft für die räumliche Entwicklung der Landnutzung in Hessen darstellt. Da die Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe* an oberster Stelle der Zuordnungshierarchie steht, beeinflusst dieser Prozess in starkem Maße die Orte, an denen nachgelagerte Landnutzungsänderungen stattfinden und damit indirekt über die Standortfaktoren auch das Potenzial zur biologischen Kohlenstoffspeicherung. Um diesen Zusammenhang aufzuzeigen, wird mit dem Landnutzungsmodul ein Simulationslauf ohne Siedlungsflächenzuwachs durchgeführt. Ein Vergleich mit den ursprünglichen Berechnungen zeigt, dass im Jahr 2020, 193 Rasterzellen als *Ackerfläche* genutzt werden, die in der ursprünglichen Simulation in *Siedlung und Gewerbe* konvertiert werden. Abbildung 7.3 stellt als Kartenausschnitt den Schwalm-Eder Kreis als anschauliches Beispiel dar.

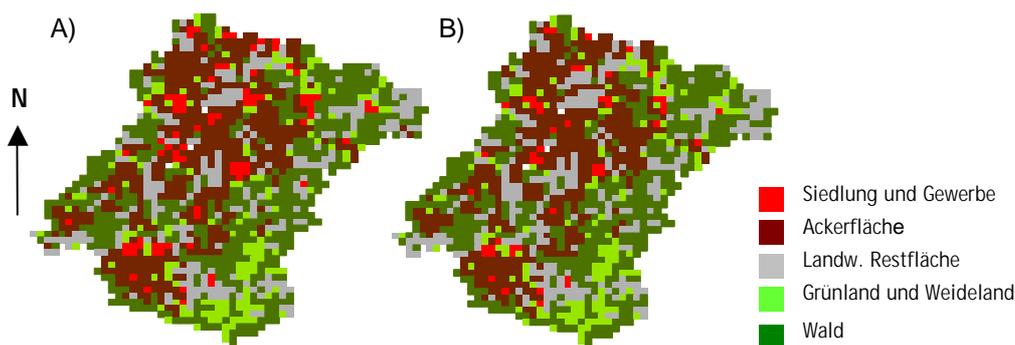


Abbildung 7.3: Landnutzungsverteilung im RAUMIS-Kreis „Schwalm-Eder“ für 2020. Bild (A) zeigt die Situation für das Referenzszenario mit Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung. In Bild (B) ist das Ergebnis des Alternativlaufs ohne das Teilmodell Siedlung/Gewerbe dargestellt.

Als direkte Wirkung der Konversion von *Ackerfläche* oder *Grünland und Weideland* in *Siedlung und Gewerbe* nehmen CANNELL ET AL. (1999) in ihrer Studie an, dass u.a. in Abhängigkeit vom Grad der Flächenversiegelung 50 % bis 100 % des dort gespeicherten organischen Bodenkohlenstoffs abgebaut und freigesetzt werden, wobei sie von einer großen Unsicherheit dieser Werte (+/- 50%) ausgehen. Um eine grobe Quantifizierung vorzunehmen, wurde der HILLS Dienst für die Stilllegung von Ackerfläche dahingehend modifiziert, dass für die bis 2020 neu besiedelte *Ackerfläche* der Kohlenstoffgehalt in der organischen Bodensubstanz für 1990 (Ende der Nutzungshistorie) berechnet wird. Damit werden 238 von insgesamt 427 konvertierten Zellen erfasst. Als Ergebnis zeigt sich, dass dort 1469 kt Kohlenstoff gespeichert ist. Da bei der Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe* keine Angaben zum Versiegelungsgrad bestehen, liegt die Menge des langfristig freigesetzten Kohlenstoffs nach CANNELL ET AL. (1999) im Bereich zwischen 735 kt und 1469 kt. Über die zeitliche Dynamik der Emissionen sollen hier keine weiteren Aussagen getroffen werden, da für diese Thematik keine weiterführenden Studien vorliegen.

7.4 Wirkung der Strukturänderung des Agrarsektors auf die biologische Kohlenstoffspeicherung

7.4.1 Annahmen des Referenzszenarios

Die Änderung der *Ackerfläche* sowie von *Grünland und Weideland* im Zeitraum zwischen 1990 und 2000 ist auch hier aus Angaben der Hessischen Gemeindestatistik abgeleitet (HSL, 1991; HSL, 2000). Ausgangspunkt für das Referenzszenario im Zeitraum zwischen 2000 und 2020 ist eine Studie der *Forschungsgesellschaft für Agrarsoziologie und Agrarpolitik e.V. (FAA)* mit dem Agrarsektormodell RAUMIS (Abschnitt 4.2.4) über die Auswirkungen einer Umsetzung der AGENDA 2000 Politik auf den Agrarsektor in Hessen. Die mit dem Modell erzeugten Ergebnisse über die Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Kreisebene bilden die Basis der Flächentrends auf Makroebene. Abbildung 7.4 zeigt den Verlauf der Trendvorgaben für *Ackerfläche* sowie *Grünland und Weideland* aggregiert für das ganze Bundesland Hessen zwischen den Stützstellen 2000, 2010 und 2020. Für die Daten auf Kreisebene sei auf Anhang G verwiesen.

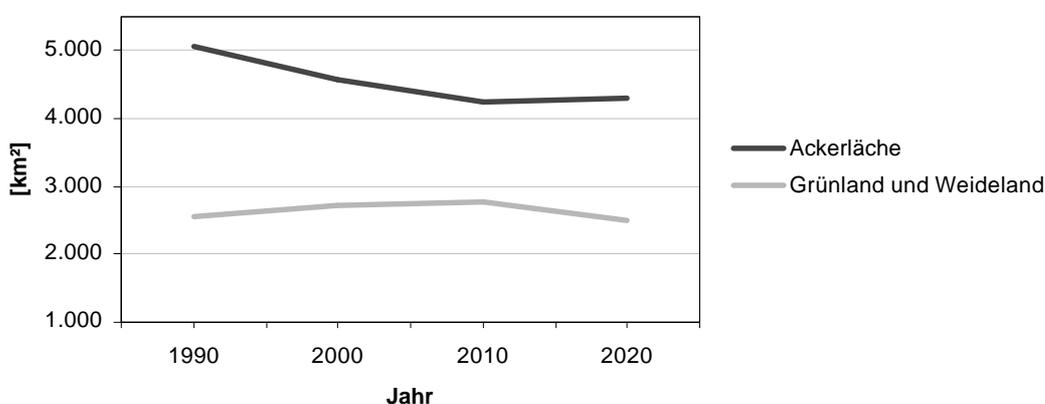


Abbildung 7.4: Trendvorgaben der Landnutzungsklassen *Ackerfläche* sowie *Grünland und Weideland* für die drei Simulationsdekaden und das Basisjahr 1990. Zwischen den zeitlichen Stützstellen 2000, 2010 und 2020 führt LUCHesse dabei eine lineare Interpolation der Trendvorgaben durch.

Die Formulierung des AGENDA-Szenarios erfolgte nach Angaben der FAA in enger Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für *Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL)* und der EU-Kommission. Ziele der Agenda 2000 sind nach HENRICHSMEYER (1999) dabei die Vorbereitung der Osterweiterung der Europäischen Union, die Umsetzung der nächsten Stufe der Gemeinsamen Agrarpolitik (CAP-Reform) sowie eine verstärkte Berücksichtigung der Entwicklung ländlicher Räume und von Umweltprogrammen. Diese Ziele sollen mit einer weiteren Liberalisierung des Marktes für Agrarprodukte erreicht werden. Interventionspreise für landwirtschaftliche Produkte sollen gesenkt werden, während gleichzeitig das Einkommen der Landwirte durch direkte Zahlungen gestärkt werden soll. Direkte Zahlungen können dabei von der landwirtschaftlichen Produktion entkoppelt und beispielsweise an die Einhaltung von Umweltauflagen durch eine extensiv ausgerichtete Bewirtschaftungspraxis gebunden werden. Detaillierte Informationen über die dem Szenario zugrunde liegenden Annahmen geben die Veröffentlichungen von KLEINHANß et al. (1999) und HENRICHSMEYER (1999).

7.4.2 Räumliche Änderung der Landnutzung

Abbildung 7.5 (A) stellt die mit dem Landnutzungsmodul von HILLS simulierte Entwicklung der Stilllegung von Ackerflächen zwischen 1990 und 2020 dar. Eine nähere Analyse der Standorteigenschaften von Rasterzellen der Landnutzungsklasse *Ackerfläche* ergibt, dass sich das mittlere Standortpotenzial (Verknüpfungsoperator: Multiplikation) von 0,66 im Jahr 1990 auf 0,70 im Jahr 2020 erhöht. Diese Entwicklung spiegelt deutlich die in *LUCHesse* modellierte Hypothese der optimalen Flächennutzung wieder, nach der die verbleibende Ackerfläche sich zunehmend auf hochwertige Standorte zurückzieht, während weniger gut geeignete Flächen stillgelegt werden.

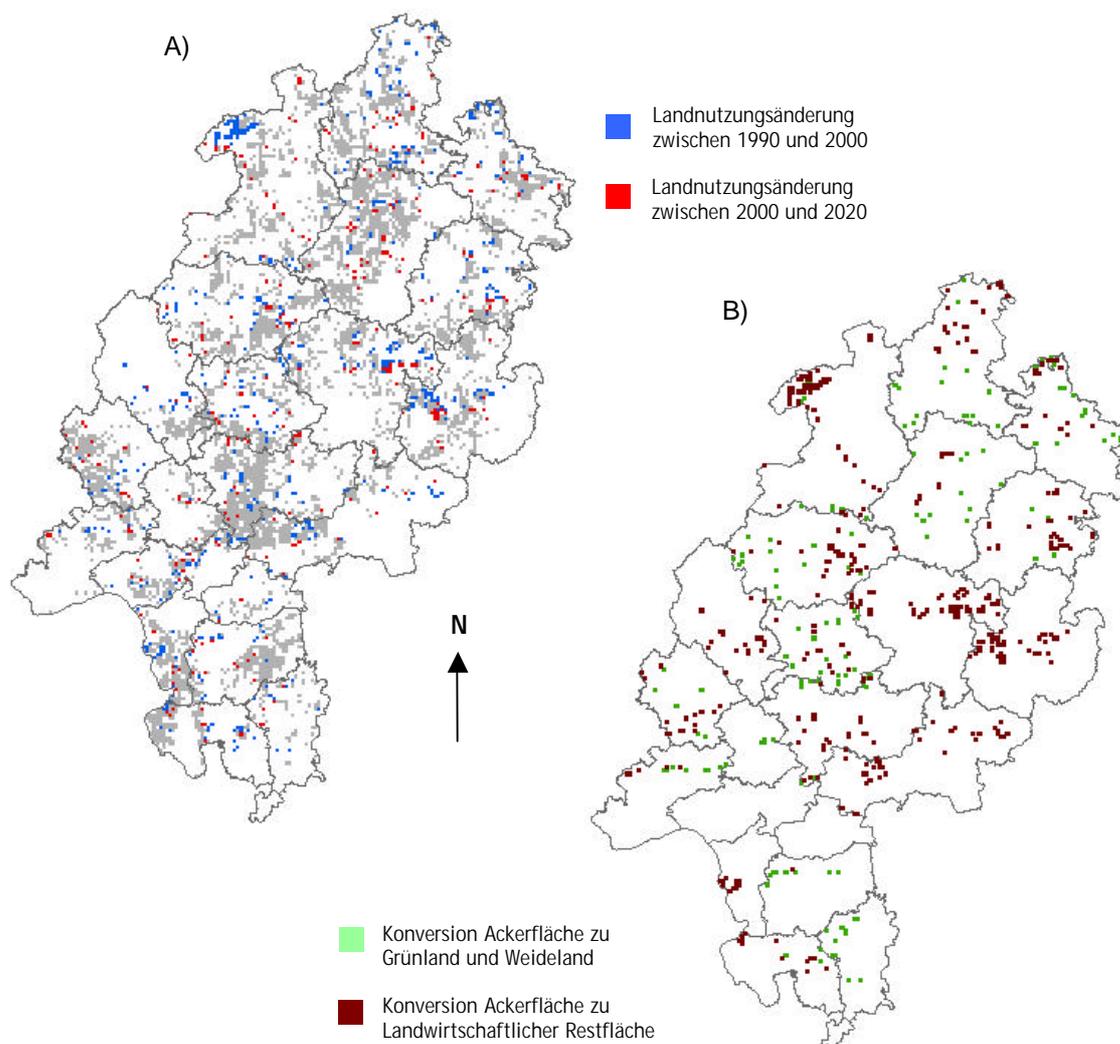


Abbildung 7.5: Räumliche Dynamik der Landnutzung im Agrarsektor zwischen 1990 und 2020. Karte (A) zeigt die stillgelegten Ackerflächen bis zum Jahr 2000 (blau) und bis 2020 (rot). Grau hinterlegt ist die weiter bestehende *Ackerfläche*. Die Summe aller im Bild dargestellten Rasterzellen markiert die Ackerfläche im Bezugsjahr 1990. In Karte (B) ist die Folgenutzung der stillgelegten Flächen abgebildet. Die grün markierten Rasterzellen erfahren eine Konversion zur Landnutzungsklasse *Grünland und Weideland*. Demgegenüber ändert sich für die rot gekennzeichneten Rasterzellen die Landnutzung zu *Landwirtschaftliche Restfläche* (LRF).

In Abbildung 7.5 (B) ist die, auf den stillgelegten Flächen etablierte agrarische Folgenutzung dargestellt. Bei der Änderung der Landnutzungsklasse von *Ackerfläche* nach *Grünland und Weide-*

land (140 Zellen) geht das Kohlenstoffmodul von einer intensiven Grünlandwirtschaft als Folgenutzung aus. Im Gegensatz dazu werden die restlichen Rasterzellen (395), deren Stilllegung berechnet wird, als extensiv bewirtschaftetes Weideland betrachtet. Den Beginn der Folgenutzung markiert, wie in Kapitel 6 beschrieben, der Zeitpunkt der Landnutzungsänderung.

7.4.3 Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung

Abbildung 7.6 zeigt die für das gesamte Bundesland zusammengefassten Modellergebnisse zur Speicherung von Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz zwischen 1990 und 2020 in Form einer Summenkurve. Durch die Stilllegung von *Ackerfläche* und Etablierung der Folgenutzungen entsteht eine Kohlenstoffsénke. Der Zuwachs des Speichers beträgt zwischen 1990 und 1995 15 kt Kohlenstoff. In der Periode 2005 bis 2010 beträgt er 187 kt pro fünf Jahre, während zwischen 2015 und 2020 nur noch 147 kt Kohlenstoff zusätzlich festgestellt werden.

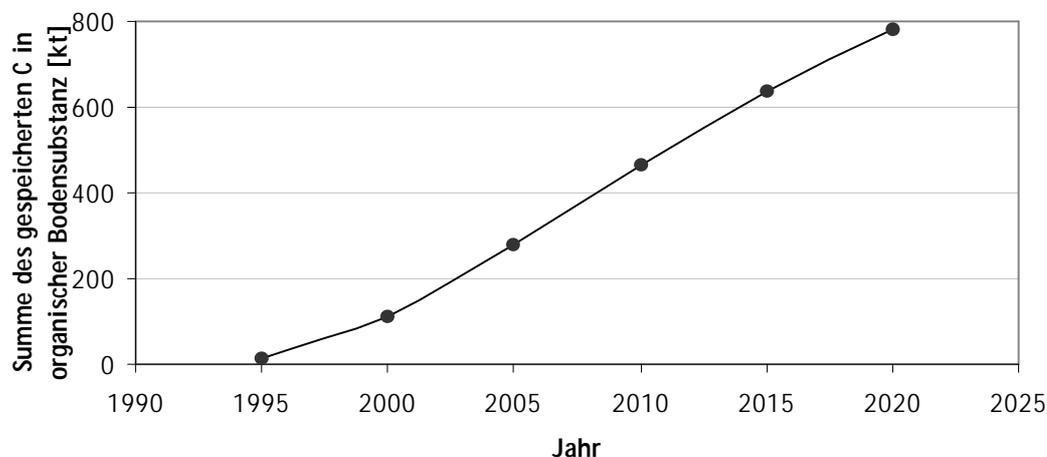


Abbildung 7.6: Festlegung von Kohlenstoff in Böden von stillgelegten Ackerflächen. Die Abbildung zeigt die summierte Speicherung für Hessen über die HILLS Systemzeitschritte zwischen 1990 und 2020.

In dem Verlauf der Summenkurve spiegelt sich die zeitliche Entwicklung der Landnutzungsänderung ebenso wider wie der Verlauf der Gleichgewichtseinstellung der Böden auf einen neuen SOC-Gehalt (siehe Kapitel 5). So ist die Anzahl der stillgelegten Flächen in den ersten beiden Abschnitten am höchsten, während in den letzten beiden Zeitabschnitten sogar wieder zusätzliche Flächen unter Kultur genommen werden. Gleichzeitig nähert sich der Kohlenstoffgehalt der Rasterzellen, die schon früh während der Simulation eine Landnutzungsänderung erfahren haben in den 2010ern langsam dem neuen Gleichgewichtszustand, wodurch die jährlichen Zuwächse an gespeichertem Kohlenstoff geringer werden. Insgesamt werden über den Zeitraum von 30 Jahren 783 kt Kohlenstoff zusätzlich in der organischen Bodensubstanz gespeichert. Pro Jahr entspricht dies einer Vergrößerung des Speichers (Senke) um durchschnittlich ~26 kt. Um die Größenordnung dieser Ergebnisse einordnen zu können, wird mit einem modifizierten HILLS Dienst (siehe auch Abschnitt 7.3) der gespeicherte Kohlenstoff in den Böden aller 1990 als *Ackerfläche* ausgewiesenen Rasterzellen bestimmt. Das Ergebnis beträgt 304.400 kt Kohlenstoff. In den 30 Jahren des Simulationszeitraums vergrößert sich der Speicherinhalt durch die Flächenstilllegung damit um lediglich 0,25%. Abbildung 7.7 zeigt die räumlichen Simulationsergebnisse für die drei Dekaden des Szenarienzeitraums.

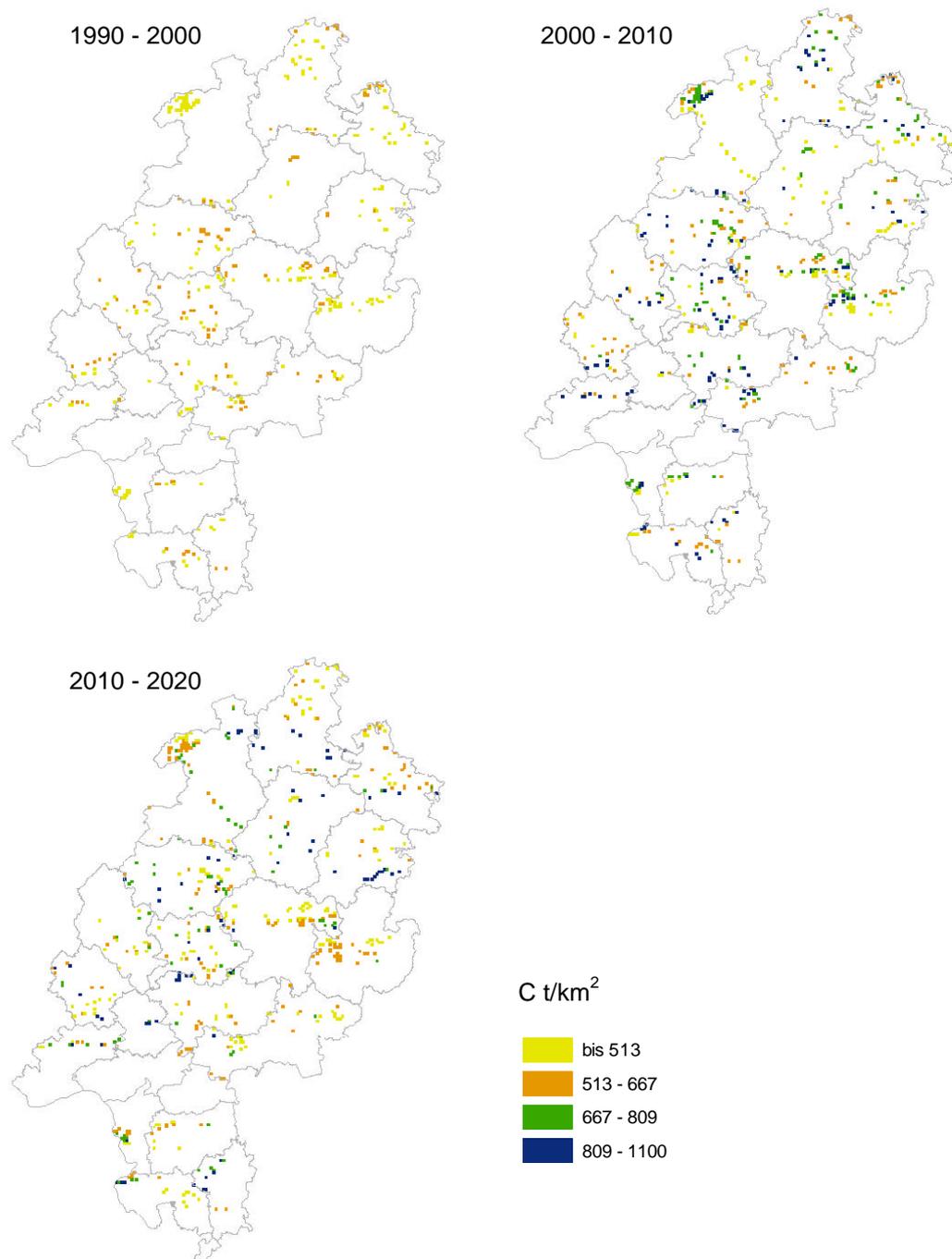


Abbildung 7.7: Speicherung von Kohlenstoff in organischer Bodensubstanz durch Stilllegung von Ackerflächen zwischen 1990 und 2020. Die einzelnen Bilder stellen die Summe des während der drei Dekaden pro Rasterzelle (km²) aufgenommenen Kohlenstoffs dar, wie sie mit dem HILLS Kohlenstoffmodul berechnet werden.

7.4.4 Modellvalidierung mit der IPCC-Richtlinie

IPCC-Richtlinie „Emissionen und Aufnahme von Kohlenstoff in Böden durch Landnutzungsänderung und Bewirtschaftung“

Die IPCC-Richtlinie wird detailliert in IPCC (1996) beschrieben. Sie ist dazu konzipiert, die Kohlenstoffbilanz von Böden einer Untersuchungsregion für ein Inventarjahr zu bestimmen. Zunächst werden Klassen von Kohlenstoffspeichern für die Region gebildet. Einflussfaktoren für die Menge des jeweils gespeicherten Kohlenstoffs sind Klima, Boden, Landnutzung und die Art der Bewirtschaftung. Analog zu Kapitel 5 geht die Methode davon aus, dass sich für jede Merkmalskombination ein charakteristischer Gleichgewichtszustand des SOC einstellt. Die Summe des in den Böden der Region gespeicherten Kohlenstoffs ist abhängig von der Fläche, die jeder Speicherklasse zugeordnet werden kann. Für die Bilanzierung werden jeweils für Beginn und Ende des Bilanzzeitraums entsprechende Flächenbilanzen erstellt und darüber die zu diesen Zeitpunkten im Boden gespeicherten Kohlenstoffmengen berechnet. Als Länge des Bilanzzeitraums sieht die Standardmethode 20 Jahre vor. Ist das Inventarjahr 1990, müssen entsprechend zunächst die Flächen der Speicherklassen für die Jahre 1970 und 1990 und dann die entsprechenden Speicherinhalte bestimmt werden. Die Differenz der Speicherinhalte gibt dann die Emissionen bzw. die Aufnahme von Kohlenstoff in diesen 20 Jahren an (Nettofluss). Die Methode setzt voraus, dass ein linearer Übergang zum neuen Gleichgewichtszustand während des Bilanzzeitraums erfolgt. Damit ergibt sich für den Nettofluss im Inventarjahr ein Zwanzigstel der gesamten Speicheränderung. Um die Methode anwenden zu können, ist eine ausgeglichene Flächenbilanz zwischen beiden Jahren notwendig.

Anwendung der IPCC-Richtlinie für Hessen

Ziel ist es, die IPCC-Richtlinie auf die Landnutzungsänderungen in Hessen anzuwenden und den Simulationsergebnissen des HILLS Modellsystems gegenüberzustellen. Als Inventarjahr wird 2010 gewählt, um das Bezugsjahr 1990 für beide Verfahren als Anfangszeitpunkt nutzen zu können. Im ersten Bearbeitungsschritt werden die Speicherklassen definiert, wobei die in IPCC (1996) angegebenen Default-Werte genutzt werden. Anschließend erfolgt die Erstellung der Flächenbilanz und daraus die Berechnung der Kohlenstoffflüsse.

Definition der Speicherklassen

Hessen kann der „feucht warm gemäßigten“ Klimaregion nach IPCC (1996) zugeordnet werden, wodurch sich alle weiteren Angaben zur Speicherklasse auf diese klimatischen Verhältnisse beziehen. Ferner sind in Hessen drei Bodenkategorien von Bedeutung, wobei in Klammern der als Default-Wert angenommene, in den oberen 30 cm des Bodenprofils gespeicherte Kohlenstoff unter natürlicher Vegetation angegeben ist:

- Grundwasser beeinflusste Böden (C-Gehalt: 230 t/ha),
- Sandböden (C-Gehalt 25 t/ha),
- Mineralböden mit 3 Schicht Tonmineralen (110 t/ha).

Die Bodenklassen der Bodenübersichtskarte werden diesen Speicherklassen zugeordnet. Anschließend erfolgt eine Korrektur der Kohlenstoffgehalte um den Einfluss der Landnutzung und der Bewirtschaftung. Hier wird zwischen Ackerfläche („Cultivated Area“), Stilllegungsfläche („Set

Aside Area“), und intensiv genutztem Grünland („Improved Pasture“) unterschieden. Für Ackerfläche erfolgt zunächst eine Anpassung des natürlichen Kohlenstoffgehalts mit einem generellen Korrekturfaktor (Faktor 0,7). Ferner wird ein konventioneller Pflugeinsatz angenommen, der keine Veränderung des Kohlenstoffgehalts nach sich zieht. Als letztes findet eine Klassifizierung des Kohlenstoffeintrags (z. B. über Ernteresiduen) statt, wobei Varianten mit mittlerem (Faktor 1) und hohem Eintrag (Faktor 1,1) separat betrachtet werden. Für Grünland nimmt die Default-Methode eine Erhöhung des unter natürlicher Vegetation gespeicherten Kohlenstoffs um den Faktor 1,1 an, während sich auf Stilllegungsfläche innerhalb der 20 Jahre des Bilanzzeitraums ein Kohlenstoffgehalt von 80 % des natürlichen Wertes einstellt (Faktor 0,8).

Flächenbilanzen für 1990 und 2010

Um das Verfahren nach der IPCC-Richtlinie mit den Simulationsergebnissen vergleichen zu können, wird zunächst der betrachtete Flächenumfang festgelegt. Dies ist notwendig, da die IPCC-Richtlinie Landnutzungsänderungen hin zu Siedlung/Gewerbe und zu Wald nicht berücksichtigt. Demnach werden nur Flächen bzw. Rasterzellen betrachtet, deren Landnutzungsänderung sich zwischen 1990 und 2010 von *Ackerfläche* entweder hin zu *Grünland und Weideland* oder hin zu *Landwirtschaftliche Restfläche* ändert. Durch Nutzung der Rasterdaten ist eine genaue Zuordnung der Zellen zu den drei IPCC Bodenklassen möglich. Den überwiegenden Anteil der Untersuchungsregion Hessen nehmen „Mineralböden mit 3 Schicht Tonmineralen“ (Tonige Böden) ein. „Grundwasser beeinflusste Böden“ finden sich entlang der Flussläufe, während „Sandböden“ vorwiegend auf einen kleinen Bereich in Südhessen konzentriert sind und nur eine untergeordnete Rolle spielen. Tabelle 7.1 zeigt die Landnutzungsänderungen auf diesen Bodenklassen im Bilanzzeitraum.

Tabelle 7.1: Landnutzungsänderungen zwischen 1990 und 2010. Angaben als Anzahl der Rasterzellen, die den jeweiligen IPCC Bodenklassen zugeordnet werden können

	Konversion <i>Ackerfläche</i> nach <i>LRF</i>	Konversion <i>Ackerfläche</i> nach <i>Grünland und Weideland</i>
Grundwasserböden	38	27
Sandböden	0	2
Tonige Böden	355	112

Berechnung der Kohlenstoffbilanz

Basierend auf dieser Flächenbilanz wird die Emission und Aufnahme von Kohlenstoff innerhalb des Bilanzzeitraums berechnet, wobei insgesamt 6 Varianten betrachtet werden, um die Unsicherheiten der Einflussgrößen Bodenkohlenstoffgehalt sowie Kohlenstoffeintrag abzudecken. Für den Kohlenstoffgehalt wird dabei ein Unsicherheitsintervall von 10 % angenommen. Weiterhin wird jeweils zwischen einer Variante mit hohem C-Eintrag und einer mit mittlerem C-Eintrag, während der der Nutzungsänderung vorausgehenden Nutzung als Ackerfläche, unterschieden. Ergebnis ist eine Spannbreite der gesamten Kohlenstoffmenge, die in den Böden der bilanzierten Fläche gespeichert ist. Diese Ergebnisse werden den auf Landesebene aggregierten HILLS Simulationsergebnissen gegenübergestellt. Tabelle 7.2 gibt die mit der IPCC-Richtlinie berechneten Kohlenstoffflüsse im Inventarjahr 2010 für die verschiedenen Varianten wieder.

Tabelle 7.2: Aufnahme von Kohlenstoff im Jahr 2010 für die betrachteten Parameterkombinationen in Hessen. Angaben in [t/a], berechnet mit der IPCC-Richtlinie.

C-Gehalt	Default	Defaultwert *0,9	Defaultwert *1,1
hoher C-Eintrag (Faktor 1,1)	37.800	34.000	41.600
mittlerer C-Eintrag (Faktor 1,0)	61.000	54.900	67.200

Es zeigt sich, dass die Böden im Jahr 2010 eine Kohlenstoffsénke darstellen. Ferner haben beide Parametervariationen Einfluss auf die Größenordnung der Kohlenstoffaufnahme. Eine Änderung des „C-Eintrags“ von hoch zu mittel führt dabei zu einem Sprung in der Größenordnung der berechneten Nettoflüsse (von ~40 kt auf >50 kt) und damit zu einer Klassenbildung. Die hängt damit zusammen, dass bei hohem C-Eintrag vor der Nutzungsänderung ein höherer C-Gehalt im Boden vorlag. Demgegenüber definiert das Unsicherheitsintervall des „C-Gehalts“ der Böden die Spannbreite der Nettoflüsse innerhalb der beiden Klassen.

Vergleich mit den HILLS Modellergebnissen

Zwischen den Jahren 2005 und 2010 (HILLS Ergebnisse liegen nur für die Systemzeitschritte vor, nicht für einzelne Jahre) wird in Hessen 186.900 t Kohlenstoff zusätzlich in der organischen Bodensubstanz gespeichert (Abschnitt 7.4.3). Dies entspricht, unter der vereinfachten Annahme, dass in jedem der fünf Jahre die gleiche Menge aufgenommen wird, einer zusätzlichen Speicherung von 37.400 t C im Jahr 2010. Vergleicht man dieses Ergebnis mit der IPCC-Richtlinie (Tabelle 7.2), zeigt sich, dass der Wert sehr gut in den durch „hohen C-Eintrag“ definierten Klassenrahmen passt (34.000 t – 41.600 t). Bei „mittlerem C-Eintrag“ liegt das Simulationsergebnis weit unterhalb der unteren Klassengrenze. Löst man die Klasseneinteilung auf, findet sich das Simulationsergebnis im unteren Drittel des aufgespannten Ergebnisraums (34.000 t – 67.200 t) der IPCC-Richtlinie wieder. Vor dem Hintergrund, dass die in HILLS integrierten Modelle bereits erfolgreich auf Standortebene validiert werden konnten, bestätigt dieses Experiment, dass auch auf der regionalen Skala mit dem gekoppelten System plausible Simulationsergebnisse erzeugt werden.

7.5 Wirkung von Aufforstung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung

7.5.1 Annahmen des Referenzszenarios

Das Verhalten des *LUC*Hesse Teilmodells *Entwicklung von Aufforstungsflächen* wird im wesentlichen mit zwei Modellparametern gesteuert (Kapitel 4.4.5):

- Rate des maximalen Zuwachses neuer Waldfläche pro Zeitschritt der Simulation (FRATE),
- maximaler Anteil, den die Waldfläche an der Gesamtfläche eines RAUMIS-Kreises einnehmen darf (WMAX).

Die Grenze für den maximalen Anteil an Waldfläche ist dabei u.a. abhängig von Zielvorgaben aus Raumordnung und Politik. Da für die Waldentwicklung in Hessen für den Szenarienzeitraum keine quantitativen Angaben vorliegen, wird für das Referenzszenario exemplarisch ein Grenzwert von 45 % festgelegt. Bei einer Waldfläche von 39 % im Jahr 2000 wird somit einerseits das in HMWV (2000) geforderte Ziel zur Entwicklung neuer Waldflächen besonders in Gebieten mit geringem Waldanteil unterstützt, indem ein Entwicklungsspielraum zugelassen wird. Andererseits gewährleistet diese Grenze das Ziel eines Erhalts und Schutzes der bestehenden Kulturlandschaft in bereits dicht bewaldeten Gebieten.

Weiterhin sieht das Referenzszenario für alle RAUMIS-Kreise eine einheitliche Wachstumsrate vor, die sich aus den statistischen Angaben über den Zuwachs der Waldfläche zwischen 1989 und 2001 in Hessen ableitet (siehe Kapitel 3). In diesem Zeitraum vergrößerte sich die Waldfläche von 838.284 ha auf 843.450 ha, was einer jährlichen Zuwachsrate von 0,05 % (FRATE = 0,0005) entspricht. Basierend auf diesem Wert wird das Modell zunächst für den Zeitraum zwischen 1990 und 2000 kalibriert. Ziel ist es, die Anzahl der simulierten neuen Aufforstungsflächen mit dem statistischen Zuwachs in Übereinstimmung zu bringen. Die räumliche Übereinstimmung wird aufgrund der geringen Zunahme von Aufforstungsflächen nicht als Qualitätskriterium herangezogen.

Vorgehen bei der Kalibrierung

Rechnerisch ergibt sich aus den statistischen Angaben für den Kalibrierungszeitraum eine Aufforstungsfläche von 43 Rasterzellen (4.300 ha). Demgegenüber berechnet das Waldmodell von *LUC*Hesse bei Verwendung des abgeleiteten Parameterwerts für FRATE (s.o.) die Konversion von 21 Rasterzellen zur Landnutzungsklasse *Aufforstung*. Diese Diskrepanz kann damit erklärt werden, dass in einigen RAUMIS-Kreisen (z. B. Waldeck Frankenberg) bereits ein Waldanteil von mehr als 45% vorhanden ist und dort folglich keine neue Aufforstungsfläche zugewiesen wird.

Im weiteren Vorgehen der Kalibrierung wird FRATE schrittweise mit einem positiv ganzzahligen Faktor n variiert. Für $n = 2$ (FRATE = 0,001) berechnet das Waldmodell eine Zunahme von 41 Aufforstungszellen (Abweichung 4,65 % vom statistisch ermittelten Wert), während für $n = 3$ (FRATE = 0,0015) durch das Modell 61 neue Aufforstungsflächen zugewiesen werden (Abweichung 29,5 %). Als Ergebnis der Kalibrierung erfolgt die Verwendung von FRATE = 0,001 als Parameterwert für die Szenarienberechnungen bis 2020.

7.5.2 Räumliche Änderung der Landnutzung

Zwischen 1990 und 2020 werden mit der im letzten Abschnitt entwickelten Parametrisierung 127 neue Rasterzellen aufgeforstet (Abbildung 7.8). Aufforstung erfolgt auf Rasterzellen der Landnutzungs-kategorie *Landwirtschaftliche Restfläche* (51 Zellen) ebenso wie auf Rasterzellen der Klasse *Grünland und Weideland* (76 Zellen). In Abbildung 7.8 grau hinterlegt ist der Waldbestand im Jahr 1990, der durch die CORINE Daten beschrieben wird. Entsprechend dem implementierten Regelwerk findet die Anlage von Aufforstungsflächen in direkter Nachbarschaft zu bereits bestehenden Waldflächen statt. Im Bild ist deutlich zu erkennen, dass in einigen RAUMIS-Kreisen kein neuer Wald aufgeforstet wird, da die obere Grenze des Waldanteils an der Gesamtfläche (WMAX) bereits 1990 erreicht oder überschritten ist.

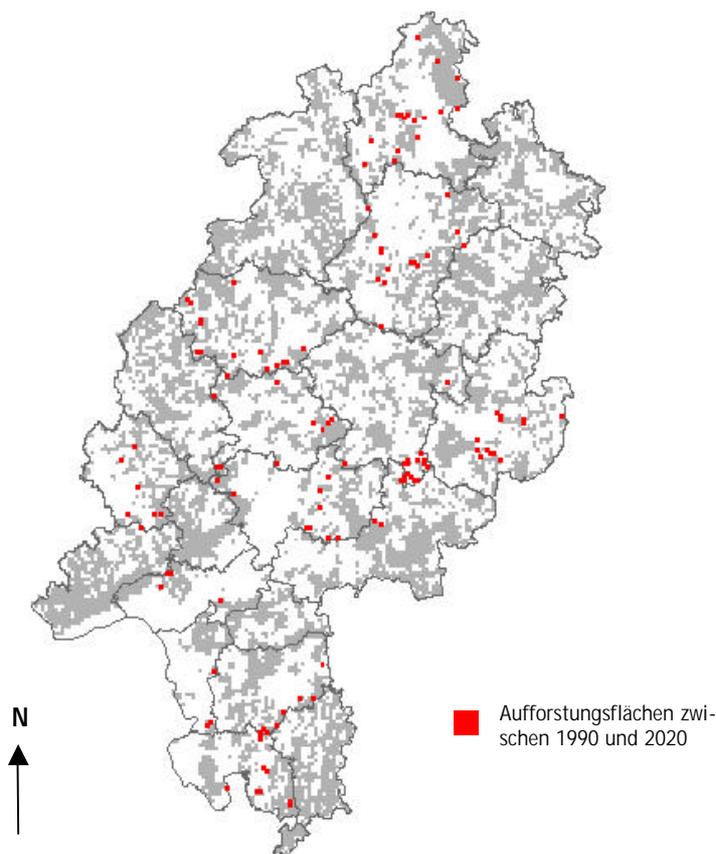


Abbildung 7.8: Zwischen 1990 und 2020 neu angelegte Aufforstungsflächen mit der Parameter-einstellung für das Referenzszenario. In grau ist der Bestand an Waldflächen im Bezugsjahr 1990 angezeigt (CORINE Daten).

7.5.3 Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung

Der HILLS Dienst zur Berechnung der Kohlenstoffspeicherung durch Aufforstung (Abschnitt 6.5.2) betrachtet sowohl die Vegetationsbiomasse als auch die organische Bodensubstanz der konvertierten Rasterzellen. Abbildung 7.9 zeigt für das Bundesland Hessen die Speicherung durch Aufforstung in diesen beiden Kompartimenten als Summenkurve.

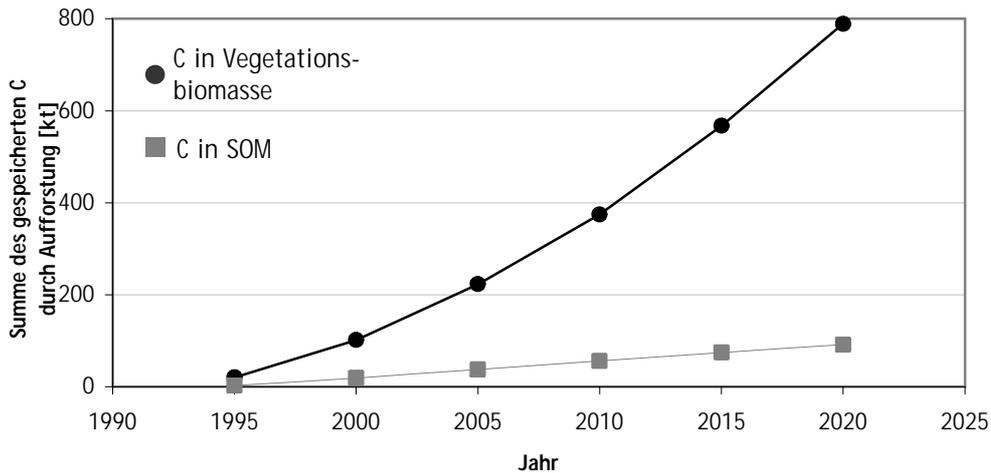


Abbildung 7.9: Kohlenstoffspeicherung durch Aufforstung in Vegetationsbiomasse und in der organischen Bodensubstanz (SOM). Simulationsergebnisse für Gesamthessen in den Systemzeitschritten zwischen 1990 und 2020 als Summenkurve.

Im Zeitraum von 1990 bis 2020 werden in der Vegetationsbiomasse der neu angelegten Waldflächen insgesamt 789 kt Kohlenstoff gespeichert, wobei keine Holznutzung stattfindet. Dies entspricht einer mittleren jährlichen Senke von 26,3 kt. In der organischen Bodensubstanz findet zusätzlich eine Festlegung von 91 kt (mittlere Senke: 3 kt C pro Jahr) statt.

7.5.4 Experiment zum Einfluss der räumlichen Verteilung von Aufforstungsflächen auf die Kohlenstoffspeicherung

Mit einem Experiment soll der Einfluss der räumlichen Variabilität der Standorteigenschaften und damit auch des Ortes, an dem eine Landnutzungsänderung stattfindet, auf die Speicherung von Kohlenstoff untersucht werden. Zu diesem Zweck wird das *LUCHesse* Teilmodell für *Aufforstung* dahingehend modifiziert, dass der Einfluss der Nachbarschaft zu bestehenden Waldflächen als Faktor der Standortbewertung „ausgeschaltet“ wird. Ökologische Aspekte, die für eine Ausweitung der bestehenden Waldränder sprechen, werden damit ausgeblendet. Als Ergebnis dieses Simulationenlaufs ergibt sich, dass von den 127 Aufforstungsflächen 29 auf anderen Rasterzellen (Standorten) als im Basislauf zugeordnet werden. Weiterhin werden nun 87 Rasterzellen mit der Landnutzungs-kategorie *Grünland und Weideland* (anstatt 76 im Basislauf) und 40 Zellen (51 Basislauf) Zellen mit der Landnutzungs-kategorie *Landwirtschaftliche Restfläche* in die Landnutzungs-kategorie *Aufforstung* konvertiert.

Diese Abweichungen in der räumlichen Landnutzungsverteilung zeigen sich auch in der Kohlenstoffspeicherung. In der Vegetationsbiomasse der neu berechneten Aufforstungsflächen werden 798 kt Kohlenstoff während der 30 Jahre gespeichert, gegenüber 789 kt im Basislauf. Dies entspricht einer Abweichung von ~1,1%. Verantwortlich hierfür sind die unterschiedlichen Standortbedingungen in den Bereichen Boden und Klima. In der organischen Bodensubstanz findet eine Speicherung von nur noch 78 kt Kohlenstoff statt (gegenüber 91 kt im Basislauf), was eine Abweichung von ~16,7 % darstellt. Die Gründe hierfür sind primär darin zu finden, dass gegenüber dem Basislauf eine größere Anzahl von Rasterzellen der Landnutzungs-kategorie *Grünland und Weideland* nach Aufforstung konvertiert werden. Deren Bodenkohlenstoffgehalt liegt im Mittel höher als bei landwirtschaftlich genutzten Flächen, wodurch der Abstand zum Gleichgewichtszustand unter

Wald geringer ausfällt und entsprechend weniger Kohlenstoff zusätzlich gespeichert werden kann.

Insgesamt unterstreichen diese Ergebnisse deutlich den Einfluss des Ortes der Landnutzungsänderung auf die Kohlenstoffspeicherung und damit die Bedeutung, die der integrierten Betrachtung beider Aspekte durch die Kopplung der Modelle in HILLS zukommt.

7.6 Forstwirtschaftliche Nutzung bestehender Waldflächen

7.6.1 Annahmen des Referenzszenarios

Der zur Berechnung der Speicherung von Kohlenstoff in der Vegetationsbiomasse von bestehenden Wäldern zuständige HILLS Dienst unterscheidet zwischen Laub-, Nadel-, und Mischwald. Der Simulationsablauf für das zugrunde liegende *GIS-Century* Modell entspricht dem in Kapitel 5.6 vorgestellten Anwendungsschema. Zusammengefasst beträgt die Umtriebszeit 160 Jahre für Laubwald und 120 Jahre für Nadelwald. Die Kohlenstoffspeicherung von Mischwald berechnet sich als arithmetisches Mittel aus den Ergebnissen zweier Simulationsläufen für die Reinbestände. Weiterhin wird angenommen, dass die Holzentnahme in einem 10-Jahresintervall erfolgt und in den ersten dreißig Jahren nach Etablierung des Bestandes keine Entnahme erfolgt. Ferner wird eine mäßige Intensität der Bewirtschaftung simuliert. Dies bedeutet eine jährliche Entnahme von 1,72 % (= 17,2 % alle 10 Jahre) der Derbholzmasse bei Laubbäumen und 1,86 % (= 18,6 % alle 10 Jahre) bei Nadelbäumen nach SCHOBER (1987).

7.6.2 Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung

Als Ergebnis liefert der HILLS Dienst für jede Rasterzelle, die zwischen 1990 und 2020 kontinuierlich forstlich genutzt wird, den mittleren jährlichen Kohlenstofffluss zwischen Vegetation und Atmosphäre über eine Umtriebszeit unter den Bedingungen der 1961 - 1990 Klimanormalen. Die Berechnung erfolgt durch Bilanzierung der Aufnahme von Kohlenstoff durch das Bestandswachstum und der Entnahme von Kohlenstoff durch die Holznutzung. Dabei wird entsprechend der Formulierung des Simulationsablaufs davon ausgegangen, dass die berechneten Waldflächen sich bereits langfristig in forstlicher Nutzung befinden. Da in der Vergangenheit nur ein geringer Zuwachs an Waldfläche zu verzeichnen war (siehe Kapitel 3), ist diese Vereinfachung zulässig. Mit dem abgebildeten Forstmanagement werden jährlich im Mittel 794 kt Kohlenstoff aufgenommen und in der Vegetationsbiomasse gespeichert. Das Forstmanagement führt also zur Entstehung einer Kohlenstoffsénke. Die Ergebnisse auf Rasterebene sind in Abbildung 7.10 dargestellt. Bereits in Abschnitt 5.6.4 wurde verdeutlicht, dass durch eine Modifikation dieser Landnutzung, z. B. durch eine Verringerung der Einschlagraten eine Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung erzielt werden kann.

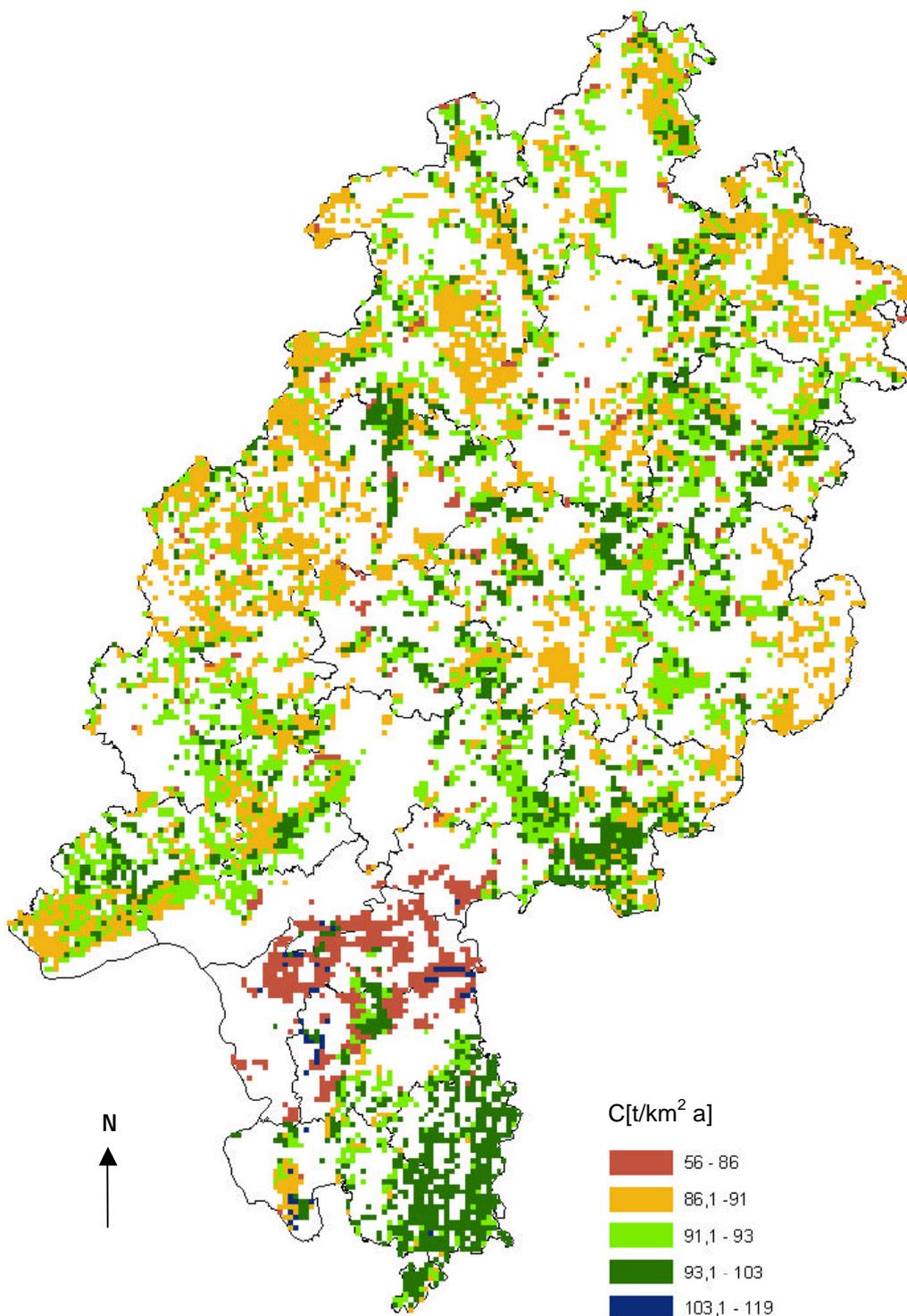


Abbildung 7.10: Mit dem HILLS Kohlenstoffmodul simulierte, mittlere jährliche Kohlenstoffaufnahme durch bestehende Waldflächen. Bei den Berechnungen werden Lau-, Nadel-, und Mischwald unterschieden. Weiterhin wird eine mäßige Durchforstung angenommen. Dies entspricht einer jährlichen Entnahme der Bestandsbiomasse von 1,86 % bei Nadelwäldern und 1,72 % bei Laubwäldern (siehe Kapitel 5). Bei Mischwäldern werden Ergebnisse für Reinbestände gemittelt.

7.7 Bilanz der biologischen Kohlenstoffspeicherung in Hessen

Eine Zusammenfassung der Modellergebnisse zur biologischen Kohlenstoffspeicherung ist in Tabelle 7.3 angegeben. Demnach stellt die forstwirtschaftliche Nutzung von bestehenden Wäldern (Forstwirtschaft) mit im Mittel 794 kt jährlich die größte Kohlenstoffsенке in Hessen dar. Als weitere Senken können die Stilllegung von Ackerfläche (Agrarsektor) sowie die Anlage von Aufforstungsflächen identifiziert werden. Beide liegen mit 26 kt im Jahr bzw. 29,3 kt mittlerer Aufnahme von Kohlenstoff im Jahr während des Zeitraums zwischen 1990 und 2020 in der gleichen Größenordnung. Bei Aufforstung ist zu beachten, dass der überwiegende Anteil des Kohlenstoffs durch die Vegetation aufgenommen wird (26,3 kt). Durch die kontinuierliche Aufforstung neuer Flächen während des Simulationszeitraums findet auch ein kontinuierlicher Zuwachs der Kohlenstoffaufnahme statt. Im Gegensatz dazu ist für den Agrarsektor eine Abnahme der zusätzlichen Speicherung von 352 kt in der Dekade 2000 – 2010 auf 318 kt in der Dekade 2010 – 2020 zu verzeichnen. Der Grund hierfür ist zum einen darin zu finden, dass der Trend zur Flächenstilllegung in der Dekade 2010 - 2020 gestoppt wird und zum anderen, dass der Kohlenstoffgehalt der Böden von Flächen, die bereits früher stillgelegt werden, sich dem neuen Gleichgewichtszustand nähert. Aus diesen Daten wird nochmals die zeitliche Begrenztheit dieser Senke deutlich.

Tabelle 7.3: Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf die biologische Speicherung von Kohlenstoff, geordnet nach den in den Abschnitten 7.3 – 7.6 untersuchten Kategorien. Angegeben sind die Summen des emittierten bzw. aufgenommenen Kohlenstoffs für die drei Dekaden des Simulationszeitraums sowie die Gesamtsumme und der über den gesamten Zeitraum berechnete Jahresmittelwert. Positive Vorzeichen markieren Kohlenstoffsенken, negative Vorzeichen Kohlenstoffquellen. Für den Bereich Urbanisierung wurde näherungsweise angenommen, dass 75 % des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs freigesetzt wird.

	1990 - 2000	2000 - 2010	2010 - 2020	Summe	Mittel 1990 – 2020
Urbanisierung	-370 kt	-370 kt	-370 kt	-1110 kt	-37 kt/a
Agrarsektor	112 kt	352 kt	318 kt	783 kt	26 kt/a
Aufforstung	121 kt	310 kt	450 kt	881 kt	29 kt/a
Forstwirtschaft	7.940 kt	7.940 kt	7.940 kt	23.820 kt	794 kt/a

Diesen Senken steht der Prozess der Urbanisierung als potenzielle Kohlenstoffquelle (-37 kt/a) gegenüber. Hierzu ist anzumerken, dass bisher nur konvertierte Rasterzellen, die 1990 der Landnutzungs-kategorie *Ackerfläche* angehören, in die Bilanz einfließen. Ferner kommen diese Ergebnisse nicht durch Simulation zustande. Sie beruhen vielmehr auf der Annahme, dass 75 % des Kohlenstoffs, der in der organischen Bodensubstanz dieser Zellen gespeichert ist, freigesetzt wird. Dieser Wert stellt die Mitte des in CANNELL ET AL. (1999) angegebenen Intervalls von 50 % bis 100 % dar. Weiterhin wird vorausgesetzt, dass die gesamte *zu erwartende* Kohlenstoffemission gleichmäßig auf die Jahre des Simulationszeitraums angerechnet wird.

In der Summe ergibt sich über den gesamten Zeitraum eine mittlere Kohlenstoffsенке von 812 kt im Jahr. Dies entspricht einer Kohlendioxidmenge von 2.977 kt (Umrechnungsfaktor 44/12 nach IPCC, 1996) und damit 5,9 % der rund 50.000 kt jährlicher Kohlendioxidemissionen aus Nutzung fossiler Energieträger, die das Emissionskataster Hessen (HLFU, 1999) ausweist.

7.8 Unsicherheiten der Modellergebnisse

Abschließend soll die bisher weitgehend außer acht gelassenen Frage der Unsicherheiten in den Modellergebnissen des gekoppelten Modellsystems betrachtet werden. Wie MOSS UND SCHNEIDER (2000) darlegen, führt die Hintereinanderschaltung (Kopplung) von Modellen zu einer Kaskadenartigen Vergrößerung der mit den Ergebnissen verbundenen Unsicherheiten. In diesem Sinne findet sich bei HILLS eine zweistufige Kaskade aus Landnutzungsmodul (*LUC*Hesse) und Kohlenstoffmodul (*GIS-Century*). Quellen für Unsicherheiten liegen zum einen in den verwendeten räumlichen Eingangsdatensätzen und zum anderen in den Modellannahmen selbst. Auf Seite von *LUC*Hesse sind hier die Prozesse der Standortbewertung und Bedarfszuordnung zu nennen. Die Ergebnisse von *GIS-Century* beruhen demgegenüber in starkem Maße auf Annahmen über die Pflanzenphysiologie zum einen und über die Art und Intensität der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, die in den Anwendungsschemata ihren Ausdruck finden, zum anderen. Aufgrund der komplexen räumlichen Wirkzusammenhänge innerhalb des Modellsystems scheint eine Quantifizierung der akkumulierten Unsicherheiten als höchst komplex. Sie sollte den Schwerpunkt weiterer Arbeiten bilden.

Als erster Schritt, um Aussagen über die Qualität („Reliability“) der Simulationsergebnisse machen zu können, wurde die Validierung der Einzelmodelle *LUC*Hesse und *GIS-Century* an realen Datensätzen und Literaturwerten vorgenommen, um nachzuweisen, dass sie in der Lage sind, die Bedingungen in Hessen abzubilden (siehe Kapitel 4 und Kapitel 5). Weiterhin wurde das gekoppelte System exemplarisch für den Bereich *Stilllegung von Ackerfläche* mit der IPCC-Richtlinie validiert (Abschnitt 7.4.4). Basierend auf diesen Ergebnissen kann HILLS eingesetzt werden, um verschiedene Szenarienannahmen (etwa über die Düngerintensitäten der Folgenutzungen) einander gegenüberzustellen und die Ergebnisse vergleichend zu bewerten und in Relation zu setzen. Grundannahme ist dabei, dass die Unsicherheiten bei allen Simulationsläufen in gleicher Größenordnung inhärent sind und die Simulationsergebnisse somit vergleichbar werden.

8 Diskussion und Ausblick

Abschließend erfolgt in diesem Kapitel eine zusammenfassende kritische Betrachtung von Stärken und Schwächen der entwickelten Konzepte und Methoden sowie ihre Einordnung in den Kontext anderer wissenschaftlicher Arbeiten. Auf dieser Basis werden Anknüpfungspunkte für weitere Forschungsarbeiten identifiziert. Für die drei Kernbereiche dieser Arbeit werden Fragestellungen formuliert, die den Ausgangspunkt der jeweiligen Diskussion darstellen. Thema von Abschnitt 8.1 ist die Konzeption des Landnutzungsmodells *LUC*Hesse. Anschließend erfolgt eine Betrachtung der informationstechnischen Aspekte des Modellsystems (Abschnitt 8.2). Der dritte Teil (Abschnitt 8.3) diskutiert die Frage, welche wissenschaftlichen Erkenntnisse mit der Anwendung des HILLS Modellsystems gewonnen werden können. Zum Abschluss erfolgt ein Ausblick auf weitere Perspektiven für die Anwendung des HILLS Modellsystems.

8.1 Wie kann das Modell *LUC*Hesse in den Rahmen anderer wissenschaftlicher Arbeiten eingeordnet werden?

Das *LUC*Hesse Modell lehnt sich methodisch an Forschungsarbeiten von ENGELEN ET AL. (2002) und VERBURG ET AL. (1999b) an, indem es einen Ansatz implementiert, der die Fragestellungen nach Umfang und Ort der Landnutzungsänderung auf verschiedenen räumlichen Ebenen betrachtet. Trendvorgaben über den Umfang der Landnutzungsänderung werden auf Makroebene für die hessischen Landkreise (bzw. RAUMIS-Kreise) vorgegeben, während der Ort der Änderungen auf der Mikroebene bestimmt wird.

Ein wesentliches Element von *LUC*Hesse ist die Einführung von Teilmodellen, die verschiedene, für das Untersuchungsgebiet relevante Problembereiche der Landnutzungsänderung abbilden. Damit wird ein Konzept von FRITSCH (2002) aufgegriffen und durch die Anwendung eines Zellularautomaten mit Randbedingungen methodisch weiterentwickelt. Jedes Teilmodell von *LUC*Hesse besteht aus den funktionalen Bereichen „Bewertung der Standorteignung“ und „Zuordnung der Trendvorgaben auf die Mikroebene“. Diese Bereiche können prinzipiell durch unterschiedliche Modellansätze verwirklicht werden. Im Gegensatz zu den oben angesprochenen Modellen ist somit kein durchgängiges Modellparadigma (z. B. Standortbewertung durch Regressionsanalyse, VERBURG ET AL. (1999b)) vorgegeben. Als wesentlicher Vorteil ergibt sich daraus, dass jeweils für die Anforderungen und Rahmenbedingungen einer Studie geeignete Methoden entwickelt werden können, ohne das grundlegende Modellkonzept zu verändern. Beispielsweise nutzt das Teilmodell *Entwicklung von Aufforstungsflächen* einen ratenbasierten Ansatz für den Zuordnungsbereich und generiert die Trendvorgaben im Gegensatz zu den anderen Teilmodellen modellintern.

Für die Anwendung in Hessen wird der funktionale Bereich der Standortbewertung deduktiv aus Theorien der Raumentwicklung und Landschaftsbewertung abgeleitet und unterscheidet sich damit deutlich von den in IRWIN UND GEOGHEAN (2001) als „ad hoc“ Lösungen kritisierten datengetriebenen Vorgehensweisen anderer Landnutzungsmodelle. Die „Entscheidungen“, die zu einer Standortbewertung führen, werden über ein System von einfachen Regeln abgebildet, wodurch das Verhalten des Modells transparenter wird als dies bei Modellansätzen der Fall ist, die auf einer Kalibrierung von Modellparametern (z. B. STRATMANN ET AL., 2001) oder auf statistischen Zusammenhängen (z. B. VELDKAMP UND FRESCO, 1996) beruhen. Erst die Möglichkeit, das Modellverhalten auch „verstehen“ zu können, bietet eine Grundlage zur Diskussion mit Fachwissenschaftlern und

Behörden und markiert einen wichtigen Schritt hin zu einer verbesserten Akzeptanz solcher Modellsysteme bei deren Entscheidungsfindung.

Diese Offenheit ermöglicht sehr viele Freiheitsgrade in der Modellierung, die diesen Vorteil jedoch ins genaue Gegenteil kehren können. Gerade der räumliche Einfluss von Landnutzungsklassen ist mitunter aus der Theoriebildung heraus schwer zu quantifizieren. Aus diesem Grund werden für die Bewertung der Nachbarschaftsbeziehungen nur sehr einfache (binäre) Zusammenhänge verwendet. Weiterhin konnte in der Modellvalidierung durch die Gegenüberstellung verschiedener Operatoren gezeigt werden, dass die Bewertung der Standorteignung möglichst differenzierte Ergebnisse liefern muss, um die reale Situation abbilden zu können. Vor diesem Hintergrund scheint die Untersuchung von Fuzzy-Methoden zur Darstellung von unscharfem Wissen, wie sie beispielsweise auch Wu (1997) vorschlägt, eine vielversprechende Richtung für weitere Arbeiten zu sein. Durch die Berechnung der Standortbewertung in jedem Zeitschritt können zudem Änderungen der Standorteigenschaften und der räumlichen Entwicklungsbeschränkungen mit dem Modell abgebildet werden. Somit bieten sich Ansätze, beispielsweise Änderungen von Planungsvorgaben für Siedlungs- und Naturschutzgebiete, während des Simulationszeitraums als Teil eines Szenarios vorzugeben, und damit die räumliche Dynamik der Landnutzungsänderung zu beeinflussen. Für solche Eingriffe kann eine neue Klasse von Teilmodellen eingeführt werden, die zu Beginn jedes Zeitschritts aufgerufen werden und entsprechende Modifikationen durchführen. Einen vergleichbaren Ansatz verfolgen etwa LIGTENBERG ET AL. (2000) mit einem agentenbasierten Modell zur Abbildung einer „Planungsbehörde“, die neue Baugebiete in einer Region ausweist.

Weiterer Arbeitsbedarf ist bei der Erstellung der Zuordnungshierarchie gegeben, die bisher auf vereinfachten „Return on Investment“ Annahmen beruht. FRITSCH (2002) zeigt, dass eine Änderung der Reihenfolge in der Teilmodelle aufgerufen werden, Einfluss auf die entstehenden räumlichen Landnutzungsmuster hat. Alternativ zu diesem hierarchischen Ansatz nutzen KOCK ET AL. (2001) Optimierungsalgorithmen für die Zuordnung von Flächen, denen jedoch ebenfalls Annahmen über die optimale Nutzung der vorhandenen räumlichen Ressourcen zugrunde liegen. Komplexere Mechanismen der räumlichen Zuordnung des Bedarfs eröffnen sich auch in diesem Bereich durch die Betrachtung der Teilmodelle als „Akteure“ (s. o.) mit jeweils definierten Zielvorstellungen, die etwa durch eine Bewertung der politischen Rahmenbedingungen oder von Marktpreisen, in jedem Zeitschritt ihre Stellung in der Hierarchie neu bestimmen. Mit diesen Ansätzen, ebenso wie mit der Einführung der schon beschriebenen „Planungsbehörde“, kann eine Brücke zu den agentenbasierten Modellen geschlagen werden, indem Teile von deren Modellphilosophie gezielt aufgegriffen und in *LUCHesse* integriert werden. Zusammenfassend betrachtet, bietet der modulare und offene Aufbau von *LUCHesse* damit eine vielversprechende Plattform zur weiteren Erkundung innovativer Konzepte der Landnutzungsmodellierung.

8.2 Welche informationstechnischen Probleme wurden bei der Entwicklung von HILLS gelöst, an welchen Stellen muss die Weiterentwicklung ansetzen?

8.2.1 Die Modelle *LUCHesse* und *GIS-Century*

Das Landnutzungsmodell *LUCHesse* besitzt einen objektorientierten Aufbau und trennt funktionale Module zur Szenarienverwaltung und Datenverwaltung vom eigentlichen Modellkern (Klasse *LUCAutomata*). Mit dieser softwaretechnischen Konzeption wird die gezielte Weiterentwicklung einzelner Teilbereiche des Modells und damit seine Anpassung an andere Untersuchungsgebiete

und Fragestellungen unterstützt. So können beispielsweise weitere Teilmodelle ebenso in die bestehende Struktur eingefügt werden, wie Methoden zur Nutzung anderer Datenbanksysteme.

Um *LUC*Hesse in weiterführenden Arbeiten in ein rückgekoppeltes System zu integrieren, ist die Schaffung erweiterter Kommunikationsmöglichkeiten eine Kernaufgabe für die Fortentwicklung des Modells (siehe Abschnitt 8.3). So muss zum einen die Möglichkeit geschaffen werden, zwischen den Simulationszeitschritten Daten an das Modell zu übermitteln, beispielsweise über die dynamischen Veränderungen der Makrotrends oder über Änderungen der Bodenfruchtbarkeit auf Mikroebene. Zum anderen muss auf Daten über den Status der aktuellen Simulation (z. B. Statistik über die Landnutzungsverteilung) zugegriffen werden können.

Die wesentliche Neuerung an *GIS-Century* ist die Umgestaltung der Ablaufsteuerung von einem a-priori Ablaufplan, hin zu einer Schrittsteuerung. Diese erlaubt es, das Management für jeden Zeitschritt neu festzulegen und damit die von *LUC*Hesse vorgegebenen Landnutzungsänderungen als Eingabe zu berücksichtigen. Erst mit diesen Änderungen wurde es möglich, das Modell in HILLS zu integrieren. Der Entwicklungsstand dieser Modellversion befindet sich noch in einem prototypischen Stadium. So arbeitet *GIS-Century* weiterhin mit der dateibasierten *Century* Arbeitsumgebung. Arbeitsbedarf besteht hier u. a. in der Übertragung dieser Strukturen (Parameterdateien etc.) auf ein Datenbankschema sowie in der Schaffung von Kommunikationsstrukturen, um die Standortdaten ohne Umwege über die Standortdatei, direkt an das Modell senden zu können. Ferner sollte die für einen Simulationslauf bisher statisch vorgegebene Managementdatei durch dynamische Konzepte zur Erzeugung des Ablaufplans abgelöst werden.

8.2.2 GIS-Integration und Realisierung der Modellkopplung

Informationstechnische Lösungen

Um *LUC*Hesse und *GIS-Century* als abgeschlossene Module in das HILLS Modellsystems zu integrieren, wurden sie als Softwarekomponenten konzipiert. Die Nutzung von COM als Objektmodell ergibt sich aus den Erfordernissen, die das verwendete Geographische Informationssystem ArcGIS stellt. Technologische Alternativen wie „CORBA“ oder „JAVA Beans“ wurden aus diesem Grunde nicht in Betracht gezogen. Grundsätzlich eröffnet das Komponentenkonzept die Möglichkeit, die Modelle auch für Anwendungen außerhalb von HILLS zu nutzen.

Die Integration der Modelle in ArcGIS ist als „enge Kopplung“ realisiert. Mit der *Gemeinsamen Datenbasis* wird eine Ressource mit einheitlich definierten Datenformaten eingeführt, die von allen Bestandteilen des Systems genutzt wird (Interoperabilität auf Datenebene). Einerseits stellt die Datenbasis eine Basis zum Austausch von Simulationsergebnissen zwischen den Modellen dar. Andererseits wird durch die eindeutige Beschreibung des Untersuchungsgebiets sichergestellt, dass die Modelle gleiche Eingangsdaten nutzen (z. B. Bodentypen) und somit eine konsistente Abbildung des Mensch-Umwelt-Systems von der Datenseite her erreicht. Vorteile dieser Form der GIS-Integration lassen sich, neben der genannten Konsistenz, vor allem in der Möglichkeit zur direkten Anwendung der GIS-Funktionen zur Aufbereitung der Eingangsdaten für die Modelle und zur räumlichen Analyse der Modellergebnisse finden. Eine Nutzung der GIS-Funktionen durch die Modelle, etwa zur räumlichen Analyse der Standorteigenschaften, kam aus Performancegründen der ArcObjects Bibliothek allerdings nicht in Frage.

Die Modelle werden über Dienste, die in VBA unter ArcGIS implementiert sind, gesteuert. HILLS tritt dem Anwender damit als ein einheitliches System gegenüber, dessen Bedienung über ein GIS-Projekt erfolgt. Das Dienstkonzept stellt insbesondere für die Nutzung von *GIS-Century* einen großen Fortschritt gegenüber GIS-basierten Versionen von anderen Punktmodellen wie PNet (ABER ET AL., 1995) oder EPIC (PRIYA UND SHIBASAKI, 2001) dar. Während sich bei diesen die Verbindung zum GIS auf die Nutzung von rasterbasierten Eingangsdatensätzen beschränkt, welche Zelle für Zelle abgearbeitet werden, ist die *GIS-Century* Komponente unabhängig von einer bestehenden Datenbasis konzipiert. Datenmanagement, Pre- und Postprocessing und Ablaufsteuerung sind auf Ebene des jeweiligen Dienstes angesiedelt. Über die Einführung spezifischer Anwendungsschemata wird eine problemorientierte Nutzung des Modells erlaubt. Eine Anpassung des Modellsystems auf andere Fragestellungen, die innerhalb der Problemdomäne von *GIS-Century* liegen (z. B. Berechnung des Nitrataustrags ins Grundwasser), kann damit durch die Integration eines entsprechenden Dienstes geschehen. Weiterhin bietet das Dienstkonzept in Verbindung mit dem relationalen Datenbanksystem die Möglichkeit einer selektiven Bearbeitung von Rasterzellen. Dadurch kann die Anzahl der Simulationsläufe auf die für eine Fragestellung relevanten Rasterzellen beschränkt und Rechenzeit gespart werden. Dieses Vorgehen ist damit eine Alternative zu dem in ARNÖ UND OLSSON (2003) verfolgten Ansatz der Gruppenbildung von Zellen mit gleichen Umwelteigenschaften.

Mit der Einführung des Dienstkonzepts und der gemeinsamen Datenhaltung konnte eine flexible anwendungsorientierte Lösung zur GIS-basierten Modellintegration geschaffen werden. Über das Dienstkonzept ist es möglich, Modelle als dynamische Analysewerkzeuge in Ergänzung der bisher überwiegend statischen GIS-Funktionen zu nutzen, um nicht nur die räumliche, sondern auch die zeitliche Dimension in diesen Systemen stärker zu betonen.

Weiterer Arbeitsbedarf

Die softwaretechnische Umsetzung des HILLS Modellsystems ist bisher stark auf eine Anwendung für das Referenzszenario als Fallbeispiel ausgerichtet. Aufgabe weiterführender Arbeiten sollte es daher sein, die für ein vollwertiges Modellsystem wichtigen Bestandteile wie Szenarienverwaltung und Metadatenhaltung (ENDEJAN, 2003) sowie eine effektive Anwenderschnittstelle (GUI) zu implementieren. Arbeitsbedarf findet sich auch in der Weiterentwicklung der *Gemeinsamen Datenbasis*, die bedingt durch die Einschränkungen der *Personal Geodatabase* bisher nur fragmentarisch realisiert werden konnte. Durch die vollständige Ausformulierung des Datenmodells lässt sich die Bedeutung einer konsistenten Gebietsbeschreibung noch stärker in den Mittelpunkt des Systems rücken.

Eine weitere Problematik stellt die Rechenintensität, besonders des Kohlenstoffmoduls dar. Auf einem *Personal Computer* mit durchschnittlicher Ausstattung (1,3 GHz; 512 MB RAM) benötigt beispielsweise die Berechnung der Kohlenstoffspeicherung für bestehende Wälder eine Laufzeit von rund fünf Stunden für ca. 8800 Rasterzellen. Da diese Berechnungen jeweils in einem separaten Datenraum durchgeführt werden und kein Austausch von Informationen zwischen den Zellen stattfindet, sollten weitere Arbeiten die Möglichkeiten einer Parallelisierung oder Verteilung der Simulationsläufe auf mehrere Rechner verfolgen, um die Antwortzeiten des Systems für den Anwender in akzeptablen Grenzen zu halten. Eine besonderer Bedeutung kommt diesem Punkt bei der Anpassung des Modellsystems auf größere Untersuchungsgebiete oder auf eine höhere Rasterauflösung mit einer deutlich größeren Anzahl von Rasterzellen zu.

8.3 Welchen wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn schafft die Entwicklung und Anwendung des Modellsystems?

8.3.1 Ein Werkzeug zur Analyse von konsistenten Landnutzungsszenarios

Voraussetzung, um die Wirkung der räumlichen Dynamik von Landnutzung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung quantifizieren zu können, ist zunächst eine Beschreibung dieser Dynamik. Die in der Literatur vorgestellten Methoden für diesen Problembereich arbeiten in der Regel sektoral. So behandeln die IPCC-Richtlinien (IPCC, 1996) Landnutzungsänderungen in den Sektoren Forstwirtschaft und Landwirtschaft getrennt voneinander, während andere Studien und Modelle sich auf einen Problembereich konzentrieren. Als Beispiel sei hier das CO2Fix-Modell (NABUURS ET AL., 2001) für die Kohlenstoffspeicherung im Forstsektor oder die Studie von VLEESHOUVER UND VERHAGEN (2002) für den Agrarsektor in Europa genannt. Gegenseitige Abhängigkeiten und Konkurrenz um Flächenressourcen zwischen verschiedenen Landnutzungsclassen werden bei diesen Ansätzen nicht inhärent berücksichtigt. Dadurch entsteht die Gefahr, dass kein in sich schlüssiges Gesamtbild über die räumliche Entwicklung der Landnutzung des Untersuchungsgebiets vorgegeben wird.

Das Landnutzungsmodul von HILLS führt demgegenüber in sich konsistente Betrachtungen der Landnutzungsänderungen in Hessen während des vorgegebenen Szenarienzeitraums durch. Die Vorgabe des „Gesamtbildes“ der regionalen Landnutzungsentwicklung liegt auf Seiten der Szenarien, aus denen Annahmen über die Flächentrends abgeleitet werden. Die räumliche Abbildung dieser Trends auf das Raster geschieht durch das Mikromodell von *LUC*Hesse, das die vorhandenen naturräumlichen Ressourcen (Standortpotentiale) und die gegenseitige Beeinflussung und Konkurrenz der einzelnen Landnutzungsclassen simuliert.

8.3.2 Quantifizierung der Wirkung verschiedener Landnutzungsänderungen auf die Kohlenstoffspeicherung

Durch die Kopplung von *LUC*Hesse und *GIS-Century* im Rahmen von HILLS wird es nun möglich, gezielt die Wirkung verschiedener Arten der Landnutzung und ihrer Änderung auf die biologische Kohlenstoffspeicherung in Hessen zu quantifizieren. Das HILLS Dienstkonzept erlaubt dabei die Entwicklung spezifischer Anwendungsschemata für das *GIS-Century* Modell. In Kapitel 7 wurde exemplarisch aufgezeigt wie eine solche Studie aussehen kann.

Der Fokus der Entwicklung von HILLS liegt nicht auf dem Einsatz als Werkzeug zur Inventarisierung von Kohlenstoffquellen und -senken, sondern auf einer wissenschaftlich tragfähigen Abbildung der für die Fragestellung der Arbeit relevanten Prozesse des Mensch-Umwelt-Systems in Hessen. Es zeigt sich, dass durch die Nutzung komplexer Modelle eine Vielzahl von Freiheitsgraden (Düngereinsatz, Landnutzungshistorie etc.) in die Systembeschreibung eingeführt werden. Soll HILLS zur Erstellung von Treibhausgasinventaren eingesetzt werden, ist es notwendig, über die bisher durchgeführte Modellvalidierung hinaus, wohldefinierte Rahmenbedingungen für die Simulationsläufe und für die Nutzung der Modellergebnisse zur Bilanzierung festzulegen, um die generierten Ergebnisse transparent zu gestalten. Auch müssen in diesem Fall weitergehende Arbeiten zur Untersuchung der modell- und dateninherenten Unsicherheiten durchgeführt werden.

8.3.3 Abbildung der räumlichen Variabilität der Kohlenstoffflüsse

Das Ökosystemmodell *GIS-Century* bildet den Einfluss der naturräumlichen Standorteigenschaften Klima und Boden auf die biogeochemischen Prozesse in Vegetation und Boden ab. Über die Modellexperimente in Kapitel 5 und in Abschnitt 7.5.4 konnte nachgewiesen werden, dass durch die Nutzung in einem räumlichen Kontext entsprechend auch die räumliche Variabilität dieser Eigenschaften in die HILLS Modellergebnisse einfließt und der Ort einer Landnutzungsänderung Einfluss auf die biologische Kohlenstoffspeicherung hat. Mit HILLS können daher räumlich sehr differenzierte Aussagen über die Kohlenstoffflüsse und -speicherung gemacht werden, wodurch sich das System eindeutig von Bilanzansätzen, wie der IPCC-Richtlinie, abhebt. Vor diesem Hintergrund kommt der Entwicklung von räumlich expliziten Datensätzen für das Management im land- und forstwirtschaftlichen Bereich ebenso wie der differenzierteren Parametrisierung der Bodeneigenschaften in Zukunft eine besondere Bedeutung zu (siehe auch Abschnitt 7.2).

8.3.4 Ein erster Schritt hin zu einem rückgekoppelten Modellsystem

Die Kopplung zwischen *LUC*Hesse und *GIS-Century* geschieht sequentiell, indem im ersten Schritt die Änderung der Landnutzung und im zweiten Schritt davon abhängig die Kohlenstoffspeicherung berechnet wird. Rückkopplungen zwischen den Modellen finden nicht statt. Das Konzept bewegt sich damit im Rahmen vergleichbarer Studien, die Landnutzungsmodelle für unterschiedliche Fragestellungen mit Prozessmodellen koppeln (NIEHOFF ET AL., 2002; VERBURG UND VAN DER GON, 1999).

Um die gegenseitigen Abhängigkeiten und Wechselwirkungen der Bestandteile des abgebildeten Mensch-Umwelt-Systems umfassender beschreiben zu können, kommt der Abbildung von Rückkopplungen zwischen den Systemkomponenten eine besondere Bedeutung zu (ALCAMO ET AL., 1998). Ein Effekt, der in HILLS eine Rolle spielen kann, ist beispielsweise die Berücksichtigung der Änderung von Getreideerträgen oder der aktuellen Nährstoffgehalte im Boden (berechnet von *GIS-Century*) bei der Standortbewertung von *LUC*Hesse im folgenden Simulationsschritt. Mit den bisher in HILLS implementierten Konzepten zur Datenhaltung und -austausch sowie zur Modellanwendung (Dienste) ist die technologische Basis für weitere Forschungsarbeiten in Richtung eines rückgekoppelten, regionalen Modellsystems gelegt worden. In Abschnitt 8.2 wurde bereits angesprochen, welche technischen Änderungen an den Modellen vorgenommen werden müssen, um solch ein System zu realisieren.

8.4 Ausblick

Eine wichtige Perspektive für die Anwendung des HILLS Modellsystems liegt in einer verstärkten Untersuchung der Auswirkung von Phänomenen des Globalen Wandels auf Landnutzung und Kohlenstoffspeicherung. Eine Voraussetzung hierfür sind regionale Szenarien über Klimaänderungen, die sowohl als Eingangsdaten für die Berechnungen des Kohlenstoffkreislaufs als auch für die Entwicklung von Landnutzungsszenarien von großer Bedeutung sind. Solche Daten werden nach Angaben des HLUG für Hessen im Laufe des Jahres 2004 verfügbar sein. Neben diesen Datenanforderungen ist es notwendig, auch die Systembeschreibung den veränderten Bedingungen anzupassen. Hierunter fallen zunächst Fragestellungen über die Verschiebung des Spektrums vorkommender Baumarten in Wäldern (LINDNER ET AL., 1997; CRAMER ET AL., 2001) und über den veränderten Bedingungen angepasste Methoden des landwirtschaftlichen Managements. Weiterhin muss untersucht werden, inwieweit prozessbasierte Ökosystemmodelle in der Lage sind, die Einflüsse der veränderten klimatischen Bedingungen überhaupt abzubilden (CONSTABLE UND FRIEND, 2000).

Über den Problemkomplex der biologischen Kohlenstoffspeicherung hinaus, eröffnen sich HILLS durch seine flexible Gestaltung in informationstechnischer und konzeptioneller Hinsicht eine Reihe anderer forschungsrelevanter Anwendungsbereiche. Darunter fallen die Anpassung des Modellsystems auf andere räumliche Skalen (z. B. Bundesrepublik Deutschland) ebenso wie eine Ausrichtung auf neue wissenschaftliche Inhalte durch die Integration neuer Modelle. Ein Beispiel für den ersten Bereich findet sich im Problemkomplex des Anbaus von Pflanzen zur Energiegewinnung, dem durch die anhaltende Flächenstilllegung in Deutschland künftig eine wichtige Bedeutung zukommen wird. Auf der anderen Seite ist durch die Kopplung entsprechender Modelle oder indikatorbasierter Bewertungssysteme mit *LUC*Hesse eine Abbildung der Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderung auf Biodiversität und Landschaftsstruktur denkbar. Zusammenfassend betrachtet können die vorgestellten Konzepte zur Modellierung und Modellintegration einen wertvollen Beitrag für künftige Forschungsarbeiten zur Abbildung und Analyse der Wirkung der Dynamik von Landnutzung auf den Zustand der Umwelt leisten.

9 Literaturverzeichnis

- Aber, J.D., Ollinger, S.V. und Driscoll, C.T., 1997. Modelling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modelling*, 101: 61 - 78.
- Addiscott, T.M., 1998. Modelling concepts and their relation to the scale of the problem. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50: 239 - 245.
- Alberti, M. und Waddell, P., 2000. An integrated urban development and ecological simulation model. *Integrated Assessment*, 1(3): 215 - 227.
- Alcamo, J., 1994. *IMAGE 2.0: Integrated Modelling of Global Climate Change*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 318 S.
- Alcamo, J., Leemans, R. und Kreilemann, E., 1998. *Global Change Scenarios of the 21st Century - Results from the IMAGE 2.1 Model*. Elsevier Science, Oxford, 296 S.
- Alcamo, J. und Swart, R., 1998. Future trends of land-use emissions of major greenhouse gases. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 3: 343 - 381.
- Alcamo, J.E., 2001. Scenarios as tools for international environmental assessment. No. 5, European Environment Agency, 31 S.
- Alcamo, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rösch, T. und Siebert, S., 2003. Development and testing of the WaterGAP2 global model of water use and availability. *Hydrological Science Journal*, 48: 317-337.
- Amberger, A., 1996. *Pflanzenernährung*. UTB für Wissenschaft, Stuttgart, 319 S.
- Angelsen, A. und Kaimowitz, D., 1999. Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models. *The World Bank Research Observer*, 14(1): 73 - 98.
- Antrop, M., 2000. Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landscape Ecology*, 15: 257 - 270.
- Ardö, J. und Olsson, L., 2003. Assessment of soil organic carbon in semi-arid Sudan using GIS and the CENTURY model. *Journal of Arid Environment*, 54: 633 - 651.
- Aspinall, R. und Pearson, D., 2000. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modelling and GIS. *Journal of Environmental Management*, 59: 299 - 319.
- Balmann, A., 2001: *Modeling Land Use with Multi-Agent Systems. Perspectives for the Analysis of Agricultural Policies*. IIFET Conference "Microbehavior and Macroresults", Proceedings.
- Balzert, H., 2000. *Lehrbuch der Software-Technik*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin, 1136 S.
- Bandini, S., Mauri, G. und Serra, R., 2001. Cellular automata: From a theoretical parallel computational model to its application to complex systems. *Parallel Computing*, 27: 539 - 553.
- Barthelme, N., 2000. *Geoinformatik - Modelle, Strukturen, Informationen*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 419 S.
- Bastian, O., 1994. *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. G. Fischer, Jena, 502 S.
- Batty, M., 1997. Cellular Automata and urban form: A primer. *Journal of the American Planning Association*, 63(2): 266 - 274.

- Berger, T., 2001. Agent-based spatial models applied to agriculture: a simulation tool for technology diffusion, resource use changes and policy. *Agricultural Economics*, 25(2-3): 245 - 260.
- Bernard, L., Schmidt, B., Streit, U. und Uhlenkücken, C., 1998. Managing, Modeling, and Visualizing High-dimensional Spatio-temporal Data in an Integrated System. *Geoinformatica*, 2(1): 59 - 77.
- BGBL, 1975. Bundesgesetz zur Erhaltung des Walds. FNA 790-18. Zuletzt geändert durch Art. 204 V vom 29.10.2001 I 2785, Bundesgesetzblatt I 1975, 1037.
- Bian, L., 2000. Component modelling for the spatial representation of wildlife movements. *Journal of Environmental Management*, 59: 235 - 245.
- Bork, H.-R., Dalchow, C., Kächele, H., Piorr, H.-P. und Wenke, K.-O., 1995. Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: Ökologische und ökonomische Konsequenzen. Ernst & Sohn Verlag, Berlin, 418 S.
- Bossel, H., 1992. Modellbildung und Simulation. Vieweg Verlagsgesellschaft, Braunschweig/Wiesbaden, 400 S.
- Bossel, H., 1994. TREEDYN3 Forest simulation model, mathematical model, program documentation, and simulation results. Reihe B, Nd. 35, Forschungszentrum für Waldökosysteme, Göttingen, 118 S.
- Brack, C., 2001. Risk and Uncertainty in a Forest Carbon Sequestration Project, IEA Bioenergy: Task 38: Carbon Accounting and Emission Trading Related to Bioenergy, Wood Products and Carbon Sequestration, Workshop in Canberra/Australia 2001, S 29 - 38.
- BBR, Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2000. Raumordnungsbericht 2000, 317 S.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2000. Nationales Klimaschutzprogramm, Umwelt, 9 S.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2002 Aufwärmen vor dem Endspiel: Internationale Klimaverhandlungen in Lyon, 11 S. URL <http://www.bmu.de/files/lyon.pdf>
- Burrough, P.A. und McDonnell, R.A., 1998. Principles of Geographical Information Systems. Spatial Information Systems and Geo-Statistics. Oxford University Press, New York, 333 S.
- Busch, G., 2004. Abschlussbericht zur Szenarienerstellung für das Projekt „Quellen und Senken für Treibhausgase aus Landnutzung und Landbedeckung in Hessen“. Unveröffentlichter Bericht des Wiss. Zentrums für Umweltsystemforschung, Universität Kassel, 63 S.
- Candeau, J., Rasmussen, S. und Clarke, K.C., 2000. A coupled cellular automaton model for landuse/land cover dynamics, 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs, Banff, Alberta, Canada, 13 S.
- Cannell, M.G.R., Milne, R. und Hargraeves, K.J., 1999. National Inventories of Terrestrial Carbon Sources and Sinks: The U.K. Experience. *Climatic Change*, 42: 505 - 530.
- Charnock, T.W., Elgy, J. und Hedges, P.D., 1996. Application of GIS Linked Environment Models over a Large Area. Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental, Santa Fe, New Mexico, USA. Elektronische Ressource.
- Chen, W., Chen, J.M., Price, D. T., Cihlar, J. und Liu, J., 2000a. Carbon Offset Potentials of four alternative Forest Management Strategies in Canada: A simulation study. *Mitigation and Adaption Strategies for Global Change*, 5: 143 - 169.

- Chen, W., Chen, J. und Cihlar, J., 2000b. An integrated terrestrial ecosystem carbon-budget model based on changes in disturbance, climate, and atmospheric chemistry. *Ecological Modelling*, 135: 55 - 79.
- Clarke, K.C., Gaydos, L. und Hoppen, S., 1996. A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. *Environment and Planning B*, 24: 247 - 261.
- Conant, R.T., Paustian, K. und Elliott, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11(2): 343 - 355.
- Conrad, R., 1998. Entwicklung eines Umweltinformationssystems - Methoden und Werkzeuge zur Integration von einem Geographischen Informationssystem, einer Datenbank und dynamischen Prozeßmodellen. Univ. Diss., Technische Universität Braunschweig, 149 S.
- Correia, F.N., Da Graca Saraiva, M., Da Silva, F.N. und Ramos, I., 1999. Floodplain Management in Urban Developing Areas. Part II. GIS-Based Flood Analysis and Urban Growth Modelling. *Water Resources Management*, 13: 23 - 37.
- Costanza, R., 1989. Model goodness of fit: a multiple resolution procedure. *Ecological Modelling*, 47: 199 - 215.
- Couclelis, H., 2000. Chapter 2: Modeling frameworks, paradigms, and approaches. In: K.C. Clarke, B.E. Parks und M.P. Crane (Hrsg), *GIS and Environmental Modelling*. Longman & Co, New York: S 34 - 48.
- Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, I., Prentice, C., Betts, R.A., Brovkin, V, Cox, P.M., Fisher, V., Foley, J.A., Friend, A.D., Kucharik, C., Lomas, M.R., Ramakutty, N., Sitch, S., Smith, B., White, A. und Young-Molling, C. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic vegetation models. *Global Change Biology*, 7:357 - 373.
- Dambroth, M., 1993. Pflanzenbauliche Ansätze zur Minderung des Nährstoffaustrags aus Agrarökosystemen. In: *Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel in Agrarökosystemen*. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Angewandte Wissenschaft Heft 426. Landwirtschaftsverlag, 161 S.
- De Kok, J.-L., Engelen, G., White, R. und Wind, H.G., 2001. Modeling land-use change in a decision-support system for coastal-zone management. *Environmental Modeling and Assessment*, 6: 123 - 132.
- Del Grosso, S.J., Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, A. E., Kulmala, A. E., Phongpan, S., 2000. General model for N₂O and N₂ emissions from soils due to denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(4): 1045 - 1060.
- Dixon, R.K., Schroeder, P.E, und Winjun, J. (Hrsg), 1991: Assessment of promising forest management practices and technologies for enhancing the conservation and sequestration of atmospheric carbon and their costs at the site level. Report of the US Environmental Protection Agency No. EPA/600/3-91/067. Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon.
- Deubel, W.-D., 1995. Einfluß verschiedener Ackerflächenverhältnisse, Düngemaßnahmen und Fruchtarten auf die mikrobielle Biomasse des Bodens und Beziehungen zur Reproduktion der organischen Substanz. Univ. Diss., Universität Halle, Halle, 110 S.
- Duffy, S.B., Corson, M.S. und Grant, W.E., 2001. Simulating land-use decisions in the La Amistad biosphere reserve buffer zone in Costa Rica and Panama. *Ecological Modelling*, 140: 9 - 29.
- Dumanski, J., Pettapiece, W.W. und McGregor, R.J., 1998. Relevance of scale dependent approaches for integrating biophysical and socio-economic information and development of agro-ecological indicators. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50: 13 - 22.

- Eatherall, A., 1997. Modelling climate change impacts on ecosystems using linked models and a GIS. *Climatic Change*, 35: 17 - 34.
- Eckart, K., 2001. Deutschland. Justus Perthes Verlag, Gotha, 447 S.
- Endejan, M., 2003. Entwicklung einer Software-Architektur zum integrierten simulationsbasierten Assessment des globalen Wandels. Univ. Diss., Kassel University Press, Kassel, 258 S.
- Engelen, G., van der Meulen, M., Hahn, B. und Uljee, I., 2000. MODULUS: A spatial modelling tool for integrated environmental decision-making. ENV4-CT97-0685, Commission of the European Union, Directorate General XII, Environment (IV) framework, Climatology and natural hazards programme, Research Institute for Knowledge Systems BV, Maastricht/the Netherlands, Brussels/Belgium, 222 S.
- Engelen, G., White, R. und De Nijs, A. C. M., 2002. Environment explorer: spatial support system for the integrated assessment of socio-economic and environmental policies in the Netherlands. *Integrated Assessment*, 4(2): 97 – 105.
- Eve, M.D., Sperow, M., Paustian, K. und Follet, R.F., 2002. National-scale estimation of changes in soil carbon stocks on agricultural lands. *Environmental Pollution*, 116: 431 - 438.
- Falloon, P.D., Smith, P., Smith, J.U., 1998. Regional estimates of carbon sequestration potential: linking the Rothamsted Carbon Model to GIS databases. *Biology and Fertility of Soils*, 27: 236 - 241.
- Fearnside, P.M. Lashof, D.A. und Moura-Costa, P., 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigating and Adaption Strategies for Global Change*, 5: 239 - 270.
- Fedra, K., 1994. GIS and Environmental Modelling. In: M.F. Goodchild, B.O. Parks und L.T. Steyaert (Editors), *Environmental Modelling with GIS*. Oxford University Press, New York: 35 - 50.
- Freund, B., 2002. Hessen. Klett-Perthes Verlag, Gotha, 375 S.
- Fritsch, U., 2002. Entwicklung von Landnutzungsszenarien für landschaftsökologische Fragestellungen. Univ. Diss., Universität Potsdam, 131 S.
- Geist, H.J. und Lambin, E.F., 2001. What Drives Tropical Deforestation. *LUCC report Series*, 4. LUCC International Project Office, Louvain-la-Neuve, 116 S.
- Gibson, C.C., Ostrom, E. und Ahn, T.K., 2000. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics*, 32: 217 - 239.
- Gillman, M. und Hails, R., 1997. *An Introduction to Ecological Modelling - Putting Practice into Theory*. Blackwell Science, Oxford, 202 S.
- Gilmanov, T.G., Parton, W.J. und Ojima, D.S., 1997. Testing the 'CENTURY' ecosystem level model on data sets from eight grassland sites in the former USSR representing a wide climatic/soil gradient. *Ecological Modelling*, 96: 191 - 210.
- Gogu, R.C., Carabin, G., Hallet, V., Peters, V., Dassargues, A., 2001. GIS-based hydrogeological databases and groundwater modelling. *Hydrogeology Journal*, 9: 555 - 569.
- Goodchild, M.F., Egenhofer, M.J. and Fegeas, R., 1997. Interoperating GISs. Report of a Specialist Meeting Held under the Auspices of the Varenus Project, Panel on Computational Implementations of Geographic Concepts. December 5-6, 1997, Santa Barbara, California. URL http://www.ncgia.ucsb.edu/conf/interop97/interop_toc.html
- Gordon, A., 2000. *The COM and COM+ Programming Primer*. Microsoft Technologies Series. Prentice Hall, New Jersey, 796 S.

- Gotts, N.M., Polhill, J.G., Law, A.N.R., 2003: Aspiration Levels in a Land Use Simulation. *Cybernetics and Systems* 34(8): 663-683
- Grünhage, L., Jäger, H.-J., Freitag, K. und Hanewald, K., 1996. Emissionskataster Hessen: Landesweite Abschätzung der Emissionen aus biogenen und nicht gefaßten Quellen, Bearbeitungszeitraum 1991 - 1993, Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden, 100 S.
- Hagen, A., 2002. Multi-method assessment of map similarity, 5th AGILE conference on geographic information science, Palma, Mallorca, Spain, 8 S.
- Harkin, Z. und Bull, G., 2000. Towards developing a comprehensive carbon accounting framework for forests on British Columbia. Interim Report IR-00-046, IIASA, 75 S.
- Henrichsmeyer, W., Cypries, C.H., Löhe, W., Meudt, M., Sander, R., Sothe, F., Isermeyer, F., Schefski, A., Schleef, K.-H., Neander, E., Faserding, F., Helmcke, B., Neumann, M., Nieberg, H., Mane-gold, D., Meier, T., 1996. Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. 94 HS 021, Bonn und Braunschweig.
- Henrichsmeyer, W., 1999. AGENDA 2000: An Overall Assessment, IFA Agricultural Conference on Managing Plant Nutrition, Barcelona, Spain, 8 S.
- HDLGN, Hessisches Dienstleistungszentrum für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz, 2001. Zur Düngung von Grünland. Merkblätter Grünlandwirtschaft und Landschaftspflege, Heft 13, 8 S.
- HLFU, Hessische Landesanstalt für Umwelt, 1999. Emissionskataster in Hessen: Sachstand 1999, Wiesbaden. 83 S.
- HLFW, Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie, 2003. Auswertung der Waldflächenstatistik und Auswertung der Waldstrukturdaten (Forsteinrichtungswerke). Datenbankauszug.
- HLUG, Hessisches Landesamt für Boden und Geologie, 1997. Methodenbank Fachinformationssystem (FIS) Boden/Bodenschutz, Stand 1997, Version 1.
- HMULF, Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, 1999. Wald in Hessen. Wiesbaden, 64 S.
- HMULF, Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, 1999. Umweltatlas Hessen. Wiesbaden.
- HMULV, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, 2003. Jahresagrarbericht 2003. Wiesbaden, 91 S.
- HMWVL, Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft, 2000. Landesentwicklungsplan Hessen 2000. Wiesbaden, 59 S.
- HSL, Hessisches Statistisches Landesamt, 1979. Statistisches Handbuch für das Land Hessen, Ausgabe 1978/79. Wiesbaden, 378 S.
- HSL, Hessisches Statistisches Landesamt, 1991. Hessische Gemeindestatistik 1990. Ausgewählte Strukturdaten zu Wirtschaft und Bevölkerung. Wiesbaden, 166 S.
- HSL, Hessisches Statistisches Landesamt, 2001. Hessische Gemeindestatistik 2000. Ausgewählte Strukturdaten zu Wirtschaft und Bevölkerung 1999. Wiesbaden. Elektronische Ressource.
- HSL, Hessisches Statistisches Landesamt, 2002. Hessische Gemeindestatistik 2001. Ausgewählte Strukturdaten aus Wirtschaft und Bevölkerung 2000. Wiesbaden. Elektronische Ressource.
- HSL, Hessisches Statistisches Landesamt, 2003. Klimatische Verhältnisse in Hessen. URL http://www.hsl.de/Bevoelkerung_Gebiet/klima01.htm

- Hilferink, M. und Rietveld, P., 1999. Land use scanner: an integrated GIS based model for long term projections of land use in urban and rural areas. *Journal of Geographical Systems* 1: 155 - 177.
- Houghton, R.A., 2001. Counting terrestrial sources and sinks of carbon. *Climatic Change*, 48: 525 - 534.
- Höck, M. und Manegold, J., 2001. ArcMap Programmierung mit VBA. ArcObjects. Eigenverlag.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 1996. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 1 - 3. IPCC, Bracknell, UK, 950 S.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Bracknell, UK.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001a. Climate Change 2001 - The Scientific Basis. Cambridge University Press, 786 S.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001b. Climate Change - Impacts, Adaptation and Vulnerability. Cambridge University Press, 971.
- Irwin, E.G. und Geoghegan, J., 2001. Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture, ecosystems and environment*, 85: 7 - 23.
- Izquierdo, L.R., Gotts, N.M. und Polhill, J.G., 2003. Fearlus-W: An agent-based model of river basin land use and water management. Report Macaulay Institute, Craigbuckler, Aberdeen, 20 S.
- Jenerette, G.D. and Wu, J., 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona - Phoenix region, USA. *Landscape Ecology*, 16: 611 - 626.
- Jenkinson, D.S., 1970: The accumulation of organic matter in soil left uncultivated. Rothamsted Report for 1970, part 2: 113 - 137.
- Julius, C. und Kreins, P., 2003. Vorgehensweise bei der Erstellung von Nährstoffbilanzen (N, P, K) im Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem RAUMIS, Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie (FAA) e.V., Bonn, 18 S.
- Kaimowitz, D. und Angelsen, A., 1998. Economic Models of Deforestation: A Review. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 153 S.
- Kammann, C., 2001. Die Auswirkung steigender atmosphärischer CO₂-Konzentrationen auf die Flüsse der Klimaspurengase N₂O und CH₄ in einem Grünlandökosystem. Univ. Diss., Universität Gießen, 228 S.
- Karjalainen, T., 1996. Model Computations on Sequestration of Carbon in Managed Forests and Wood Products under Changing Climatic Conditions in Finland. *Journal of Environmental Management*, 47: 311 - 328.
- Kelly, R.H., Parton, W.J., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klir, J., Körschens, M., Poulton, P.R., Richter, D.D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the century model. *Geoderma*, 81: 75 - 90.
- Klaus, G.E., 1969. Wörterbuch der Kybernetik. Bd. 2: Metasprache - zyklisch permutierter Code. Fischer Handbücher, Frankfurt/M, 868 S.
- Kleijnen, J.P.C., 1987. Statistical Tools for Simulation Practitioners (Statistics: Textbooks and Monographs Series, Vol 76). Marcel Dekker, New York.

- Kleinhanß, W., Manegold, D., Osterburg, B. und Seifert, K., 1999. Modellgestützte Folgenabschätzung zu den Auswirkungen zu den Auswirkungen der AGENDA 2000 auf die deutsche Landwirtschaft. 1/99, Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der FAL Braunschweig, Braunschweig, 16 S.
- Kline, J.D., Moses, A. und Alig, R.J., 2001. Integrating urbanization into landscape-level ecological assessments. *Ecosystems*, 4: 3 - 18.
- Kok, K., Farrow, A., Veldkamp, A. und Verburg, P.H., 2001. A method and application of multi-scale validation in spatial land use models. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 223 - 238.
- Köller, K., 1985. Bodenbearbeitung mit und ohne Pflug. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 145 S.
- Körschens, M., Weigel, A. und Schulz, E., 1998. Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161: 409 - 424.
- Körschens, M. und Schulz, E., 1999. Die organische Bodensubstanz: Dynamik – Reproduktion - ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Bericht Nr. 13/1999, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, 46 S.
- Kramer, H., 1988. Waldwachstumslehre. Verlag Paul Prey, 374 S.
- Kucharik, C.J., Brye, K.R., Naoman, J.M., Foley, J.A., Gower, S.T., Bundy, L.G., 2001. Measurements and Modeling of Carbon and Nitrogen Cycling in Agroecosystems in Southern Wisconsin: Potential for SOC sequestration during the next 50 Years. *Ecosystems*, 4: 237 - 258.
- Kuntze, H., 1981. Bodenkunde. Ulmer, Stuttgart, 407 S.
- Lal, R. und Kimble, J.M., 1997. Conservation Tillage for Carbon Sequestration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49: 243 - 253.
- Lal, R., 2002. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution*, 116: 353 - 362.
- Lambin, E.F., Rounsevell, M.D.A. und Geist, H.J., 2000. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agriculture, ecosystems and environment*, 82: 321 - 331.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X. B., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishna, P. S., Richards, J. F., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G. D., Svedin, U., Veldkamp, T. A., Vogel, C., Xu, J. C., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change - Human and Policy Dimensions*, 11(4): 261 - 269.
- Lau, L., Young, R.A., McKeon, G., Syktus, J., Duncalfe, F., Graham, N. und McGregor, J., 1999. Downscaling global information for regional benefit: coupling spatial models at varying space and time scales. *Environmental Modelling & Software*, 14: 519 - 529.
- Leser, H., 1997. Landschaftsökologie: Ansatz, Methodik, Modelle, Anwendung. UTB für Wissenschaft, Stuttgart (Hohenheim), 644 S.
- Liebl, F., 1995. Simulation: problemorientierte Einführung. Oldenbourg Verlag GmbH, München/Wien, 273 S.
- Ligtenberg, A., Bregt, A.K. und van Lammeren, R., 2001. Multi-actor-based land use modelling: spatial planning using agents. *Landscape and Urban Planning*, 56: 21 - 33.

- Lindner, M., Bugmann, H. und Lasch, P., 1997. Regional impacts of climatic change on forests in the state of Brandenburg, Germany. *Agriculture and Forest Meteorology*, 84: 123 - 135.
- Liu, Y. und Phinn, S.R., 2001. Developing a cellular automaton model of urban growth incorporating fuzzy set approaches. In: D.V. Pullar (Editor), *Proceedings of 6th International Conference on GeoComputation*, The University of Queensland, Brisbane, Australia, 17 S.
- Liu, J., Peng, C., Dang, Q., Apps, M. und Jiang, H., 2002. A component object model strategy for reusing ecosystem models. *Computers and Electronics in Agriculture*, 35: 17 - 33.
- Loaque, K. und Green, R.E., 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 51 - 73.
- Lopez, E., Bocco, G., Mendoza, M. und Duhau, E., 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe - a case in Morelia city, Mexico. *Landscape and urban planning*, 55: 271 - 285.
- Lorek, H. und Sonnenschein, M., 1999. Modelling and simulation software to support individual-based ecological modelling. *Ecological Modelling*, 115: 199 - 216.
- Lotz, K., 1995. *Einführung in die Geologie des Landes Hessen*. Hitzeroth, Marburg, 267 S.
- Manies, K.L., Harden, J.W., Kramer, L. und Parton, W., 2000. Parameterizing Century to model cultivated and non-cultivated sites in the loess region of western Iowa. Open-File Report 00-508, United States Geological Survey, 31 S.
- Mann, L.K., 1986. Changes in Soil Carbon Storage After Cultivation. *Soil Science*, 142(5): 279 - 288.
- Manson, S.M., 2000. Agent-based dynamic spatial simulation of land-use/cover change in the Yucatán peninsula, Mexico, 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs, Banff, Alberta, Canada, 9 S.
- Manson, S.M., 2001. Simplifying complexity: a review of complexity theory. *Geoforum*, 32(3): 405 - 414.
- Marks, R., Müller, M.J. und Leser, H., 1989. Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts. Zentralausschuß für deutsche Landeskultur, Trier, 222 S.
- Masera, O.R., Garza-Caligaris, J.F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G.J., Pussinen, A., de Jong, B.H.J., Mohren, G.M.J., 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling*, 164: 164 - 199.
- Matthews, S., Sibbald, K.B. and Craw, A.R., 1999. Implementation of a spatial decision support system for rural land-use planning - integrating GIS and environmental models with search and optimisation algorithms. *Computer and Electronics in Agriculture*, 23: 9 - 26.
- Mayer, D.G. und Butler, D.G., 1993. Statistical validation. *Ecological Modelling*, 68: 21 - 32.
- McNeill, 1994. Toward a Typology and Regionalization of Land-Cover and Land-Use Change: Report of Working Group B. In: W.B. Meyer und B.L. Turner II (Editors), *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, S. 55 - 72.
- Mertens, B. und Lambin, E.F., 2000. Land-Cover-Change Trajectories in Southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers*, 90(3): 467 - 494.
- Mesarovic, M., Macko, D. und Takahara, Y., 1969. Theory of Hierarchical, Multilevel, Systems. *Mathematics in Science and Engineering*, 68. Academic Press, London, 294 S.

- Messina, J.P. und Walsh, S.J., 2001. 2.5D Morphogenesis: modeling landuse and landcover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Plant Ecology*, 156: 75 - 88.
- Metherell, A.K., Harding, L.A., Cole, C.V. und Parton, W.J., 1993. CENTURY Soil Organic Matter Model Environment Technical Documentation, Agroecosystem Version 4.0. Great Plains System Research Unit Technical Report No. 4, Colorado State University. Elektronische Resource.
- Meyer, W.B. und Turner II, B.L., 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, 537 S.
- Mikhailova, E.A., Bryant, R.B., DeGloria, S.D., Post, C.J. und Vassenev, I.I., 2000. Modeling soil organic matter dynamics after conversion of native grassland to long-term continuous fellow using the CENTURY model. *Ecological Modelling*, 132: 247 - 257.
- Milne, R. und Brown, T.A., 1997. Carbon in the Vegetation and Soils of Great Britain. *Journal of Environmental Management*, 49: 413 - 433.
- Mosier, A.R., 1998. Soil processes and global change. *Biology and Fertility of Soils*, 27: 221 - 229.
- Moss, R.H. und Schneider, S.H., 2000. Uncertainties in the IPCC TAR: Recommendations To Lead Autors For More Consistent Assessment And Reporting. In: Pachauri, R., Taniguchi, T. and Tanaka, K. (Editors), *The Third assessment Report - Cross Cutting Issues Guidance Papers*. IPCC, 138 S.
- Möller, D., Fohrer, N. & A. Weber (1999): Methodological Aspects of Integrated Modelling in Land Use Planning. In: Schiefer, G. et al. (Hrsg), *Perspectives of Modern Information and Communication Systems in Agriculture, Food Production and Environmental Control*. Vol. A, 109-118, Bonn, Germany.
- Möller, D., Weinmann, B., Kirschner, M. und Kuhlmann, F., 1999. Auswirkungen von Politik- und Strukturmaßnahmen auf räumliche Verteilung und Erfolgskennzahlen der Landnutzung: GIS-basierte Simulation mit ProLand. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 197 - 201.
- Nabuurs, G.J., Garza-Caligaris, J.F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Lapvetelainen, T., Liski, J., Masera, O., Mohren, G.M.J., Pussinen, A., Schelhaas, M.J., 2001. CO2FIX V2.0 - manual of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. *ALTERRA Report xx*. Wageningen, The Netherlands x p.
- Nieder, R. und Richter, R., 2000. C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment - Developments 1970 to 1998. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163: 65 - 72.
- Niehoff, D., Fritsch, U. und Bronstert, A., 2002. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology*, 267(1 - 2): 80 - 93.
- Nilson, S., Shvidenko, A., Stolbovoi, V., Gluck, M., Obersteiner, M., Öskog, A., 2000. Full Carbon Account for Russia. Interim Report IR-00-021, IIASA, Laxenburg, Austria, 55 S.
- Noth, M., Borning, A. und Waddell, P., 2003, An Extensible, Modular Architecture for Simulating Urban Development, Transportation, and Environmental Impacts. Vorabdruck eines Artikels in *Computers, Environment and Urban Systems*, 27(2): 181- 203.
- Ollinger, S.C., Aber, J.D. und Federer, C.A., 1998. Estimating regional forest productivity and water yield using an ecosystem model linked to a GIS. *Landscape Ecology*, 13: 323 - 334.
- Overmars, K.P., De Koning, G.H.J. und Veldkamp, A., 2003. Spatial autocorrelation in multi-scale land use models. *Ecological Modelling*, 164: 257 - 270.

- Parker, D.C., Manson, S.M., Janssen, M.A., Hoffmann, M.J. und Deadman, P., 2002. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. Manuskript für die Annals of the Association of American Geographers, 75 S.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V. und Ojima, D.S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. Soil Science Society of America Journal, 51: 1173 - 1179.
- Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Weier, K. und Kulmala, K.E., 1996. Generalized model of N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. Global Biogeochemical Cycles, 10(3): 401 - 412.
- Parton, W.J., Hartmann, M., Ojima, D. und Schimel, D., 1998. DAYCENT and its land surface sub-model: description and testing. Global and Planetary Change, 19: 35 - 48.
- Parton, B., Ojima, D., Del Grosso, S. und Keough, C., 2001. CENTURY Tutorial, Colorado State University, 66 S.
- Paulsen, J., 1995. Der biologische Kohlenstoffvorrat der Schweiz. Verlag Rüegger AG, Chur, 136 S.
- Paustian, K., Levine, E., Post, W.M. und Ryzhova, I.M., 1997. The use of models to integrate information and understanding of soil C at a regional scale. Geoderma, 79: 227 - 260.
- Paustian, K., Cole, C.V., Sauerbeck, D. und Sampson, N., 1998. CO₂ mitigation by agriculture: an overview. Climatic Change, 40: 135 - 162.
- Paustian, K., Six, J., Elliott, E.T. und Hunt, H.W., 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. Biogeochemistry, 48: 147 - 163.
- Peng, C. und Apps, M.J., 1999. Modelling the response of net primary productivity (NPP) of boreal forest ecosystems to changes in climate and fire disturbance regimes. Ecological Modelling, 122: 175 - 193.
- Peng, C., Jiang, H., Apps, A.J. und Zhang, Y., 2002. Effects of harvesting regimes on carbon and nitrogen dynamics of boreal forests in central Canada: a process model simulation. Ecological Modelling, 155: 177-189.
- Percivall, G.E. (Hrsg), 2002. The OpenGIS Abstract Specification - Topic 12: OpenGIS Service Architecture, Version 4.3. 02-112, OpenGIS Consortium, 110 S.
- Pletsch, A., 1989. Hessen. Bundesrepublik Deutschland und Berlin (West), Band 8. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 250 S.
- Pontius Jr., R.G. und Schneider, L.C., 2001. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. Agriculture, Ecosystems and Environment, 85: 239 - 248.
- Porte, A. und Bartelink, H.H., 2002. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. Ecological Modelling, 150: 141 - 188.
- Portlea, R. und Rademacher, I., 2001. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. Ecological Modelling, 143: 115-146.
- Post, W.M. und Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. Global Change Biology, 6: 303 - 316.
- Priess, J.A., Koning, G.H.J. und Veldkamp, A., 2001. Assessment of interactions between land use change and carbon and nutrient fluxes in Ecuador. Agriculture, Ecosystems and Environment, 85: 269 - 279.

- Priya, S. und Shibasaki, R., 2001. National spatial crop yield simulation using GIS-based crop production model. *Ecological Modelling*, 135: 113 - 129.
- Richards, G.P., 2001. The FullCAM Carbon Accounting Model: Development, Calibration and Implementation, IEA Bioenergy Task 38: Carbon Accounting and Emissions Trading Related to Bioenergy, Wood Products and Carbon Sequestration, Workshop in Canberra/Australia: 1 – 26.
- Richter, O., Dieckkrüger, B. und Nörtersheuser, P., 1996. Environmental fate modelling of pesticides: from the laboratory to the field scale. VCH, Weinheim, 281 S.
- Rosegrant, M. W., Paisner, M., Meijer, S. und Witcover, J., 2001. Global food projections to 2020 - Emerging trends and alternative futures. International food policy research institute, 206 S.
- Röhrig, E. und Bartsch, N., 1992. Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. *Waldbau auf ökologischer Grundlage*, 6. Auflage, Paul Parey, Hamburg und Berlin, 350 S.
- Rubiano, J., 2000. Land use change in tropical hillsides: the influence of pattern on process. *Advances in Environmental Monitoring and Modelling*, 1(1): 61 - 79.
- Rykiel Jr, E.J., 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90: 229 - 244.
- Sauerbeck, D.R., 2001. CO₂ emissions and C sequestration by agriculture - perspectives and limitations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60: 253 - 266.
- Scheffer, F., 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 593 S.
- Schimel, D.S., 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1:77-91.
- Schlesinger, W.H. und Andrews, J.A., 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48: 7 - 20.
- Schneider, L.C. und Pontius Jr., R.G., 2001. Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 83 - 94.
- Schober, R., 1987. *Ertragstabellen wichtiger Baumarten*. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt, 168 S.
- Schoorl, J.M. und Veldkamp, A., 2001. Linking land use and landscape process modelling: a case study for the Álora region (south Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 281 - 292.
- Schulze, R., 2000. Transcending scales of space and time in impact studies of climate and climate change on agrohydrological responses. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 82: 185 - 212.
- Schwarz, H.R., 1997. *Numerische Mathematik*. B. G. Teubner, Stuttgart, 653 S.
- Schwinn, H., 1992. *Relationale Datenbanksysteme*. Hanser, München/Wien, 272 S.
- Serneels, S., Said, M.Y. und Lambin, E.F., 2001. Land cover change around a major east African wildlife reserve: the Mara Ecosystem (Kenya). *International Journal of Remote Sensing*, 22(17): 3397 - 3420.
- Smith, E.P. und Rose, K.A., 1995. Model goodness-of-fit analysis using regression and related techniques. *Ecological Modelling*, 77: 49 - 64.
- Smith, W.N., Desjardins, R.L. und Pattey, E., 2000. The net flux of carbon from agricultural soils in Canada 1970-2010. *Global Change Biology*, 6: 557 - 568.
- Starfield, A. M., und A. L. Bleloch. 1986. *Building models for conservation and wildlife management*. Macmillan Publishing Co., New York, 253 S.

- Statistisches Bundesamt, 1990. Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Reihe 4: Viehbestand und tierische Erzeugnisse. Metzler Poeschel Verlag, Stuttgart.
- Statistisches Bundesamt, 1997. Daten zur Bodenbedeckung: CORINE Landcover CLC90. Elektronische Ressource.
- Statistisches Bundesamt, 2003. Statistisches Jahrbuch 2003 für die Bundesrepublik Deutschland, 728 S.
- Stéphenne, N. und Lambin, E.F., 2001. A dynamic simulation model of land-use changes in Sudan-Sahelian countries of Africa (SALU). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 145 - 161.
- Straatman, B., Hagen, A., Power, C., Engelen, G. und White, R., 2001. The Use of Cellular Automata for Spatial Modelling and Decision Support in Coastal Zones and Estuaria. RIKS Report, 228 S.
- Stroustrup, B., 2000. Die C++ Programmiersprache. Addison-Wesley, München, 1068 S.
- Tiktak, A. und Grinsven, H.J.M., 1995. Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecological Modelling*, 83: 35 - 53.
- Toth, F.L., 1995. Practice and progress in integrated assessments of climate change. *Energy Policy*, 23(4/5): 253 - 267.
- Turner II, B.L., Skole, D., Sanderson, G., Fischer, G., Fresco, L., Leemans, R., 1995. Land-Use and Land-Cover Change Science/Research Plan, The International Geosphere-Biosphere Programme IGBP, Stockholm and Geneva, 70 S.
- Veldkamp, A. und Fresco, L.O., 1996. CLUE: a conceptual model to study the conversion of land use and its effects. *Ecological Modelling*, 85: 253 - 270.
- Veldkamp, A. und Lambin, E.F., 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 1 - 6.
- Verburg, P.H., Veldkamp, A. und Fresco, L.O., 1999b. Simulation of changes in the spatial pattern of land use in China. *Applied Geography*, 19: 211 - 233.
- Verburg, P.H., De Koning, G.H.J., Kok, K., Veldkamp, A. und Bouma, J., 1999a. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling*, 116: 45 - 61.
- Verburg, P.H. und Van der Gon, C.D., 2001. Spatial and temporal dynamics of methane emissions from agricultural sources in china. *Global Change Biology*, 7: 31 - 47.
- Verburg, P.H. und Veldkamp, A., 2001. The role of spatially explicit models in land-use change research: a case study for cropping patterns in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 177 - 190.
- Verburg, P.H., Soepboer, W., Veldkamp, A., Limpiada, R. und Espaldon, V., 2002. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental Management*, 30(2): 391 - 405.
- Verburg, P.H., Dijst, M., Schot, P. und Veldkamp, A., 2002. Current practice and priorities for land use change modelling, *GeoJournal*, Manuskript in Druck, 24 S.
- Vleeshouwers, L.M. und Verhagen, A., 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology*, 8: 519 - 530.
- Von Thünen, J.H., 1966. Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie. Nachdruck der 3. Auflage von 1875. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 1018 S.

- Walko, R.L., Band, L.E., Baron, J., Kittel, T.G.F., Lammers, R., Lee, T.J., Ojima, D., Pielke, R.A., Taylor, C., Tague, C., Tremback, C.J. und Vidale, P.L., 2000. Coupled Atmosphere-Biophysics-Hydrology Models for Environmental Modeling. *American Meteorological Society*, 39: 931 - 944.
- Watson, R.T.E., Noble, I.N., Bolin, I.N., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Dokken, D.J., 2000. Land Use, Land-Use Change and Forestry - A Special Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, 377 S.
- Weber, A., Fohrer, N. und Möller, D., 2001. Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors - effects on landscape structures and functions. *Ecological Modelling*, 140: 125 - 140.
- Weimar, J.R., 1997. Simulation with cellular automata. Logos-Verlag, Berlin, 1999, 208 S.
- Weingarten, P., 1996. Grundwasserschutz und Landwirtschaft: Eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen. Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, Kiel, 278 S.
- Wenk, G. und Antanaitis, V., 1990. Waldertragslehre. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin GmbH, Berlin, 448 S.
- White, R., Engelen, G. und Uljee, I., 1997. The use of Constrained Cellular Automata for high-resolution modelling of urban land use dynamics. *Environment and Planning B*, 24: 323 - 343.
- Wiederhold, G., 2000. Information Systems that Really Support Decision Making. *Journal of Intelligent Information Systems*, 14: 85 - 94.
- WBGU, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, 1998. Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz, 76 S.
- Wolfram, S., 1984. Universality and Complexity in Cellular Automata. *Physica D*, 10: 1 - 35.
- Worboys, M.F., 1995. GIS - A Computing Perspective. Taylor Francis Inc., Philadelphia, 376 S.
- Wu, F., 1998. Simulating urban encroachment on rural land with fuzzy-logic controlled cellular automata in a geographical information system. *Journal of Environment Management*, 53: 293 - 308.
- Wu, F., 1999. GIS-based simulation as an exploratory analysis for space-time processes. *Journal of Geographical Systems*, 1: 199 - 218.

Anhang A: Kennzahlen der RAUMIS-Kreise

Kennzahl	RAUMIS-Kreis
6431	Bergstrasse
6432	Darmstadt-Dieburg
6433	Groß-Gerau
6434	Hochtaunuskreis
6533	Limburg-Weilburg
6435	Main-Kinzig-Kreis
6436	Main-Taunus-Kreis
6437	Odenwaldkreis
6438	Offenbach
6439	Rheingau-Taunus
6535	Vogelsbergkreis
6440	Wetteraukreis
6531	Giessen
6532	Lahn-Dill
6631	Fulda
6632	Hersfeld-Rotenburg
6633	Kassel
6534	Marburg-Biedenkopf
6634	Schwalm-Eder-Kreis
6635	Waldeck-Frankenberg
6636	Werra-Meißner-Kreis

Anhang B: Zuordnungsvorschrift für CORINE-Landbedeckung an LUCHesse Landnutzungsklassen

Landnutzungsklasse: Siedlung und Gewerbe

- 111 Durchgängige städtische Prägung
- 112 Nicht durchgängig städtische Prägung
- 121 Industrie- und Gewerbeflächen
- 123 Hafengebiete
- 124 Flughäfen
- 141 Städtische Grünflächen
- 142 Sport und Freizeitanlagen

Landnutzungsklasse: Sonstige (statisch)

- 131 Abbauflächen
- 132 Deponien und Abraumhalden
- 133 Baustellen
- 221 Weinbauflächen
- 222 Obst- und Beerenobstbestände
- 511 Gewässerläufe
- 512 Gewässerflächen

Landnutzungsklasse: Ackerfläche bzw. Landwirtschaftliche Restfläche

- 211 Nicht bewässertes Ackerland
- 243 Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung

Landnutzungsklasse: Grünland und Weideland

- 231 Wiesen und Weiden
- 242 Komplexe Parzellenstrukturen
- 321 Natürliches Grünland

Landnutzungsklasse: Wald

- 311 Laubwälder
- 312 Nadelwälder
- 313 Mischwälder

Anhang C: Klimastandorte

Daten der Klimanormalen 1961 – 1990 an den Standorten der Kreise Waldeck-Frankenberg und Darmstadt-Dieburg, für die in Kapitel 5 Simulationsexperimente durchgeführt werden. Die Daten umfassen monatliche Angabe zu Niederschlag in mm (PrecJan, PrecFeb,...), zur mittleren minimalen Tagestemperatur in °C (TminJan, TminFeb...) sowie zur mittleren maximalen Tagestemperatur in °C (TmaxJan, TmaxFeb...). Beide Rasterzellen gehören der CORINE Klasse Ackerland (211) an.

Klimastandort Waldeck-Frankenberg (RasterID: 2566)

PrecJan	67	TminJul	11,1
PrecFeb	51	TminAug	10,9
PrecMar	60	TminSep	8,4
PrecApr	50	TminOkt	5,0
PrecMai	66	TminNov	-2,1
PrecJun	78	TminDez	-2,1
PrecJul	70	TmaxJan	1,2
PrecAug	63	TmaxFeb	2,6
PrecSep	57	TmaxMar	6,3
PrecOkt	52	TmaxApr	11,0
PrecNov	70	TmaxMai	16,0
PrecDez	70	TmaxJun	19,0
TminJan	-3,4	TmaxJul	20,7
TminFeb	-3,2	TmaxAug	20,6
TminMar	-7,0	TmaxSep	17,3
TminApr	2,3	TmaxOkt	12,1
TminMai	6,3	TmaxNov	5,7
TminJun	9,5	TmaxDez	2,4

Klimastandort Darmstadt-Dieburg (RasterID: 19431)

PrecJan	65	TminJul	12,9
PrecFeb	56	TminAug	12,7
PrecMar	72	TminSep	9,8
PrecApr	69	TminOkt	6,0
PrecMai	82	TminNov	-1,1
PrecJun	92	TminDez	-1,1
PrecJul	84	TmaxJan	2,7
PrecAug	78	TmaxFeb	4,6
PrecSep	63	TmaxMar	8,9
PrecOkt	66	TmaxApr	13,5
PrecNov	76	TmaxMai	18,2
PrecDez	80	TmaxJun	21,5
TminJan	-2,2	TmaxJul	23,3
TminFeb	-1,7	TmaxAug	23,1
TminMar	1,0	TmaxSep	19,7
TminApr	4,1	TmaxOkt	13,8
TminMai	8,1	TmaxNov	7,4
TminJun	11,3	TmaxDez	3,7

Anhang D: Modellparameter für Management und Vegetation Anwendungsschema „Stilllegung von Ackerfläche“

Management-Schema

Die Tabelle zeigt den *Century* Ablaufplan für die Simulationsexperimente zur Stilllegung von Ackerfläche in Kapitel 5 (Zusammenfassung der Management Datei). Gleichzeitig dient er als Vorlage für das Anwendungsschema des entsprechenden HILLS Dienstes. Die ersten 500 Jahre mit Grünlandnutzung dienen als Equilibriumblock. Anschließend folgen zwei Perioden der Ackernutzung, die sich in der Intensität der Bewirtschaftung voneinander unterscheiden (50 + 30 Jahre). Nach Beendigung dieser Nutzung wird eine der angegebenen Folgenutzung Schwarzbrache, Grünland in unterschiedlichen Intensitätsstufen oder Weidewirtschaft simuliert (70 Jahre). In der Tabelle finden sich Verweise auf die jeweils verwendeten *Century* Parametersätze für Vegetation und die unterschiedlichen Ereignisse des landwirtschaftlichen Managements, gegliedert in die Bereich N-Düngung, Ernte, Pflügen und Weide. Unterhalb dieser Angaben sind Informationen über den Monat des Ereignisses (1 = Januar, 2 = Februar,...) aufgeführt. Beim Pflugeinsatz ist anzumerken, dass bisher nur die Auswirkungen auf SOM modelliert wurden. Die verwendeten Umsatzraten stützen sich auf MANIES ET AL. (2000).

Jahr	Landnutzung	Vegetation	N-Düngung	Ernte	Pflügen	Weide
1 – 500	Grünland	Gras (TG)				GM 4,6,8
501 – 550	Ackerfläche	Weizen (W1)	N4,5, N3 3, 5	G50 8	A 9	
551 – 580	Ackerfläche	Weizen (W3)	N3, N7, N5, N3 5,6,7,10	G50 8	A 9	
581 – 650	Folgenutzung 1	Schwarzbrache				
	Folgenutzung 2	Gras (TG)		Heu90 6,8,10		
	Folgenutzung 3	Gras (TG)	N3, N3, N3 4,7,9	Heu90 6,8,10		
	Folgenutzung 4	Gras (TG)	N8, N6, N4 4,7,9	Heu90 6,8,10		
	Folgenutzung 5	Gras (TG)				GM 4,6,8

Parametersätze für die Managementereignisse

Ernte (Parameterdatei: harv.100)

Getreideernte (50 % Strohentnahme)	G50 Grain_with_50%_straw_removal
	0.000 'AGLREM'
	0.000 'BGLREM'
	1.000 'FLGHRV'
	0.500 'RMVSTR'
	0.500 'REMWSD'
	0.000 'HIBG'

Heuernte (90 % Entnahme)	HAY90 Hay_(removes_90%_of_crop)
	0.100 'AGLREM'
	0.900 'BGLREM'
	0.000 'FLGHRV'
	0.900 'RMVSTR'
	0.000 'REMWSD'
	0.000 'HIBG'

Weidenutzung (Parameterdatei: graz.100)

Weide (geringe Intensität)	GM Graze_low_intensity__moderate_(linear)_effect_on_production
	0.10000 'FLGREM'
	0.01000 'FDGREM'
	0.30000 'GFCRET'
	0.90000 'GRET(1)'
	0.95000 'GRET(2)'
	0.95000 'GRET(3)'
	1.00000 'GRZEFF'
	0.50000 'FECF(1)'
	0.90000 'FECF(2)'
	0.50000 'FECF(3)'
	0.25000 'FECLIG'

N-Düngung (Parameterdatei: fert.100)

N-Düngegabe (Beispiel für 45 kg/ha)	N4.5 Nitrogen__4.5_gN/m2
	4.50000 'FERAMT(1)'
	0.00000 'FERAMT(2)'
	0.00000 'FERAMT(3)'
	0.00000 'AUFERT'

Pflügen (Parameterdatei: cult.100)

Pflugeinsatz	A SOM_EFFECT_OF_PLOWING
	0.00000 'CULTRA(1)'
	0.00000 'CULTRA(2)'
	0.00000 'CULTRA(3)'
	0.00000 'CULTRA(4)'
	0.00000 'CULTRA(5)'
	0.00000 'CULTRA(6)'
	0.00000 'CULTRA(7)'
	4.00000 'CLTEFF(1)'
	4.00000 'CLTEFF(2)'
	4.00000 'CLTEFF(3)'
	4.00000 'CLTEFF(4)'

Parametersätze für das Vegetationsmodell (Parameterdatei: crop.100)

Weizen (W3): Hoher Ernteindex

400.0	'PRDX(1)'	260.0	'PRAMX(2,2)'	0.6	'EFRGRN(2)'
18.0	'PPDF(1)'	270.0	'PRAMX(3,2)'	0.6	'EFRGRN(3)'
35.0	'PPDF(2)'	45.0	'PRBMN(1,1)'	0.04	'VLOSSP'
0.7	'PPDF(3)'	390.0	'PRBMN(2,1)'	0.0	'FSDETH(1)'
5.0	'PPDF(4)'	340.0	'PRBMN(3,1)'	0.0	'FSDETH(2)'
0.0	'BIOFLG'	0.0	'PRBMN(1,2)'	0.0	'FSDETH(3)'
1800.0	'BIOK5'	0.0	'PRBMN(2,2)'	200.0	'FSDETH(4)'
0.4	'PLTMRF'	0.0	'PRBMN(3,2)'	0.12	'FALLRT'
150.0	'FULCAN'	60.0	'PRBMX(1,1)'	0.05	'RDR'
0.3	'FRTC(1)'	420.0	'PRBMX(2,1)'	2.0	'RTDTMP'
0.1	'FRTC(2)'	420.0	'PRBMX(3,1)'	0.0	'CRPRTF(1)'
3.0	'FRTC(3)'	0.0	'PRBMX(1,2)'	0.0	'CRPRTF(2)'
600.0	'BIOMAX'	0.0	'PRBMX(2,2)'	0.0	'CRPRTF(3)'
12.0	'PRAMN(1,1)'	0.0	'PRBMX(3,2)'	0.012	'SNFXMX(1)'
100.0	'PRAMN(2,1)'	0.15	'FLIGNI(1,1)'	-27.0	'DEL13C'
100.0	'PRAMN(3,1)'	0.0	'FLIGNI(2,1)'	1.3	'CO2IPR(1)'
40.0	'PRAMN(1,2)'	0.06	'FLIGNI(1,2)'	0.77	'CO2ITR(1)'
160.0	'PRAMN(2,2)'	0.0	'FLIGNI(2,2)'	1.0	'CO2ICE(1,1,1)'
200.0	'PRAMN(3,2)'	0.5	'HIMAX'	1.0	'CO2ICE(1,1,2)'
25.0	'PRAMX(1,1)'	0.42	'HIWSF'	1.0	'CO2ICE(1,1,3)'
200.0	'PRAMX(2,1)'	1.0	'HIMON(1)'	1.3	'CO2ICE(1,2,1)'
230.0	'PRAMX(3,1)'	1.0	'HIMON(2)'	1.0	'CO2ICE(1,2,2)'
100.0	'PRAMX(1,2)'	0.75	'EFRGRN(1)'	1.0	'CO2ICE(1,2,3)'
				1.0	'CO2IRS(1)'

Weizen (W1): Geringer Ernteindex

300.0	'PRDX(1)'	260.0	'PRAMX(2,2)'	0.6	'EFRGRN(2)'
18.0	'PPDF(1)'	270.0	'PRAMX(3,2)'	0.6	'EFRGRN(3)'
35.0	'PPDF(2)'	45.0	'PRBMN(1,1)'	0.04	'VLOSSP'
0.7	'PPDF(3)'	390.0	'PRBMN(2,1)'	0.0	'FSDETH(1)'
5.0	'PPDF(4)'	340.0	'PRBMN(3,1)'	0.0	'FSDETH(2)'
0.0	'BIOFLG'	0.0	'PRBMN(1,2)'	0.0	'FSDETH(3)'
1800.0	'BIOK5'	0.0	'PRBMN(2,2)'	200.0	'FSDETH(4)'
0.4	'PLTMRF'	0.0	'PRBMN(3,2)'	0.12	'FALLRT'
150.0	'FULCAN'	60.0	'PRBMX(1,1)'	0.05	'RDR'
0.6	'FRTC(1)'	420.0	'PRBMX(2,1)'	2.0	'RTDTMP'
0.1	'FRTC(2)'	420.0	'PRBMX(3,1)'	0.0	'CRPRTF(1)'
3.0	'FRTC(3)'	0.0	'PRBMX(1,2)'	0.0	'CRPRTF(2)'
600.0	'BIOMAX'	0.0	'PRBMX(2,2)'	0.0	'CRPRTF(3)'
12.0	'PRAMN(1,1)'	0.0	'PRBMX(3,2)'	0.0	'SNFXMX(1)'
100.0	'PRAMN(2,1)'	0.15	'FLIGNI(1,1)'	-27.0	'DEL13C'
100.0	'PRAMN(3,1)'	0.0	'FLIGNI(2,1)'	1.3	'CO2IPR(1)'
40.0	'PRAMN(1,2)'	0.06	'FLIGNI(1,2)'	0.77	'CO2ITR(1)'
160.0	'PRAMN(2,2)'	0.0	'FLIGNI(2,2)'	1.0	'CO2ICE(1,1,1)'
200.0	'PRAMN(3,2)'	0.35	'HIMAX'	1.0	'CO2ICE(1,1,2)'
25.0	'PRAMX(1,1)'	0.42	'HIWSF'	1.0	'CO2ICE(1,1,3)'
200.0	'PRAMX(2,1)'	1.0	'HIMON(1)'	1.3	'CO2ICE(1,2,1)'
230.0	'PRAMX(3,1)'	1.0	'HIMON(2)'	1.0	'CO2ICE(1,2,2)'
100.0	'PRAMX(1,2)'	0.6	'EFRGRN(1)'	1.0	'CO2ICE(1,2,3)'
				1.0	'CO2IRS(1)'

Gras (TG) : Grünland der temperaten Klimaregionen

270.0	'PRDX(1)'	260.0	'PRAMX(2,2)'	0.0	'EFRGRN(2)'
22.0	'PPDF(1)'	260.0	'PRAMX(3,2)'	0.0	'EFRGRN(3)'
35.0	'PPDF(2)'	50.0	'PRBMN(1,1)'	0.04	'VLOSSP'
0.8	'PPDF(3)'	390.0	'PRBMN(2,1)'	0.2	'FSDETH(1)'
3.5	'PPDF(4)'	340.0	'PRBMN(3,1)'	0.6	'FSDETH(2)'
1.0	'BIOFLG'	0.0	'PRBMN(1,2)'	0.2	'FSDETH(3)'
60.0	'BIOK5'	0.0	'PRBMN(2,2)'	150.0	'FSDETH(4)'
0.5	'PLTMRP'	0.0	'PRBMN(3,2)'	0.15	'FALLRT'
150.0	'FULCAN'	55.0	'PRBMX(1,1)'	0.2	'RDR'
0.5	'FRTC(1)'	420.0	'PRBMX(2,1)'	2.0	'RTDTMP'
0.5	'FRTC(2)'	420.0	'PRBMX(3,1)'	0.0	'CRPRTF(1)'
1.0	'FRTC(3)'	0.0	'PRBMX(1,2)'	0.0	'CRPRTF(2)'
400.0	'BIOMAX'	0.0	'PRBMX(2,2)'	0.0	'CRPRTF(3)'
30.0	'PRAMN(1,1)'	0.0	'PRBMX(3,2)'	0.0	'SNFXMX(1)'
133.0	'PRAMN(2,1)'	0.02	'FLIGNI(1,1)'	-27.0	'DEL13C'
133.0	'PRAMN(3,1)'	0.0012	'FLIGNI(2,1)'	1.15	'CO2IPR(1)'
90.0	'PRAMN(1,2)'	0.26	'FLIGNI(1,2)'	0.77	'CO2ITR(1)'
160.0	'PRAMN(2,2)'	-0.0015	'FLIGNI(2,2)'	1.0	'CO2ICE(1,1,1)'
160.0	'PRAMN(3,2)'	0.0	'HIMAX'	1.0	'CO2ICE(1,1,2)'
35.0	'PRAMX(1,1)'	0.0	'HIWSF'	1.0	'CO2ICE(1,1,3)'
200.0	'PRAMX(2,1)'	2.0	'HIMON(1)'	1.15	'CO2ICE(1,2,1)'
200.0	'PRAMX(3,1)'	1.0	'HIMON(2)'	1.0	'CO2ICE(1,2,2)'
95.0	'PRAMX(1,2)'	0.0	'EFRGRN(1)'	1.0	'CO2ICE(1,2,3)'
				1.0	'CO2IRS(1)'

Anhang E: Modellparameter für Management und Vegetation Anwendungsschema: „Forstnutzung“

Management-Schema

Die Tabelle zeigt den *Century* Ablaufplan für die Simulationsexperimente zur forstwirtschaftlichen Nutzung in Kapitel 5 (Zusammenfassung der Management Datei). Gleichzeitig dient er als Vorlage für das Anwendungsschema des entsprechenden HILLS Dienstes. Die ersten 980 Jahre dienen als Equilibriumblock ohne Holznutzung. Anschließend folgt eine Umtriebszeit, ebenfalls ohne Nutzung. Beide Perioden werden jeweils über einen Kahlschlag der Fläche beendet. Den Abschluss bildet der Bilanzzeitraum mit Holznutzung. In der Tabelle ist ein exemplarischer Ablauf für Laubwald angegeben (160 Jahre Umtriebszeit, 17,2 % Holzentnahme). Nadelwald unterscheidet sich durch eine kürzere Umtriebszeit (120 Jahre) und durch eine höhere Entnahmerate (18,6 %). Angegeben sind die Vegetationstypen (LW) und die Managementereignisse (CC, BC) mit Informationen zum Durchführungsmonat (11 = November).

Jahr	Waldtyp	Holzentnahme
1 – 979	Laubwald (LW)	
980	Laubwald (LW)	Kahlschlag (CC) 11
981 – 1139	Laubwald (LW)	
1140	Laubwald (LW)	Kahlschlag (CC) 11
1141 – 1169	Laubwald (LW)	
1170	Laubwald (LW)	17,2 % (BC) 11
1171 – 1179	Laubwald (LW)	
1180	Laubwald (LW)	17,2 % (BC) 11
.....
1291 – 1299	Laubwald (LW)	
1300	Laubwald (LW)	17,2 % (BC) 11

Parametersätze für die Managementereignisse

Holzentnahme (Parameterdatei: trem.100)

Kahlschlag	CC Clearcut_		
	0.00000	'EVNTYP'	
	0.00000	'REMF(1)'	
	0.00000	'REMF(2)'	
	0.99000	'REMF(3)'	
	0.00000	'REMF(4)'	
	0.00000	'REMF(5)'	
	0.90000	'FD(1)'	
	0.70000	'FD(2)'	
	1.00000	'RETF(1,1)'	
	1.00000	'RETF(1,2)'	
	1.00000	'RETF(1,3)'	
	1.00000	'RETF(1,4)'	
	1.00000	'RETF(2,1)'	
	1.00000	'RETF(2,2)'	
	1.00000	'RETF(2,3)'	
	1.00000	'RETF(2,4)'	
	0.00000	'RETF(3,1)'	
	0.00000	'RETF(3,2)'	
	0.00000	'RETF(3,3)'	
0.00000	'RETF(3,4)'		
Holznutzung	BC Cut_percent		
	0.00000	'EVNTYP'	
	0.00000	'REMF(1)'	
	0.00000	'REMF(2)'	
	0.17200	'REMF(3)'	BC = 17,2 % Entnahme;
	0.00000	'REMF(4)'	
	0.00000	'REMF(5)'	
	0.09000	'FD(1)'	
	0.07000	'FD(2)'	
	1.00000	'RETF(1,1)'	
	1.00000	'RETF(1,2)'	
	1.00000	'RETF(1,3)'	
	1.00000	'RETF(1,4)'	
	1.00000	'RETF(2,1)'	
	1.00000	'RETF(2,2)'	
	1.00000	'RETF(2,3)'	
	1.00000	'RETF(2,4)'	
	0.00000	'RETF(3,1)'	
	0.00000	'RETF(3,2)'	
	0.00000	'RETF(3,3)'	
0.00000	'RETF(3,4)'		

Für Holznutzung ist exemplarisch der Parametersatz für Laubwald angegeben (BC). Bei Nadelwald (KC) werden bei jedem Ereignis 18,6 % der Derbholzmasse entnommen. Hier ändert sich der Wert für 'REMF(3)' auf 0.18600, ansonsten stimmen die Werte überein.

Parametersätze für das Vegetationsmodell (Parameterdatei: tree.100)

Laubwald

1.00000	'DECID'	52.00000	'CERFOR(3,1,1)'	0.01000	'LEAFDR(10)'
9999.00000	'PRDX(3)'	300.00000	'CERFOR(3,1,2)'	0.01000	'LEAFDR(11)'
400.00000	'PRDX(4)'	300.00000	'CERFOR(3,1,3)'	0.01000	'LEAFDR(12)'
22.00000	'PPDF(1)'	48.00000	'CERFOR(3,2,1)'	0.01200	'BTOLAI'
42.00000	'PPDF(2)'	250.00000	'CERFOR(3,2,2)'	1.00000	'KLAI'
1.00000	'PPDF(3)'	83.00000	'CERFOR(3,2,3)'	-0.47000	'LAI TOP'
3.00000	'PPDF(4)'	333.00000	'CERFOR(3,3,1)'	20.00000	'MAXLAI'
52.00000	'CERFOR(1,1,1)'	1100.00000	'CERFOR(3,3,2)'	0.00000	'MAXLDR'
300.00000	'CERFOR(1,1,2)'	70.00000	'CERFOR(3,3,3)'	0.00000	'FORRTF(1)'
300.00000	'CERFOR(1,1,3)'	500.00000	'CERFOR(3,4,1)'	0.00000	'FORRTF(2)'
48.00000	'CERFOR(1,2,1)'	4000.00000	'CERFOR(3,4,2)'	0.00000	'FORRTF(3)'
250.00000	'CERFOR(1,2,2)'	131.00000	'CERFOR(3,4,3)'	1.00000	'SAPK'
83.00000	'CERFOR(1,2,3)'	333.00000	'CERFOR(3,5,1)'	0.00000	'SWOLD'
333.00000	'CERFOR(1,3,1)'	4000.00000	'CERFOR(3,5,2)'	0.17500	'WDLIG(1)'
1100.00000	'CERFOR(1,3,2)'	100.00000	'CERFOR(3,5,3)'	0.23000	'WDLIG(2)'
70.00000	'CERFOR(1,3,3)'	3.00000	'DECW1'	0.23000	'WDLIG(3)'
500.00000	'CERFOR(1,4,1)'	0.50000	'DECW2'	0.23000	'WDLIG(4)'
4000.00000	'CERFOR(1,4,2)'	1.00000	'DECW3'	0.23000	'WDLIG(5)'
131.00000	'CERFOR(1,4,3)'	0.30000	'FCFRAC(1,1)'	0.95000	'WOODDR(1)'
333.00000	'CERFOR(1,5,1)'	0.30000	'FCFRAC(2,1)'	0.08300	'WOODDR(2)'
4000.00000	'CERFOR(1,5,2)'	0.30000	'FCFRAC(3,1)'	0.01250	'WOODDR(3)'
100.00000	'CERFOR(1,5,3)'	0.05000	'FCFRAC(4,1)'	0.00070	'WOODDR(4)'
52.00000	'CERFOR(2,1,1)'	0.05000	'FCFRAC(5,1)'	0.00150	'WOODDR(5)'
300.00000	'CERFOR(2,1,2)'	0.22000	'FCFRAC(1,2)'	0.00000	'SNFXMX(2)'
300.00000	'CERFOR(2,1,3)'	0.21000	'FCFRAC(2,2)'	0.00000	'DEL13C'
48.00000	'CERFOR(2,2,1)'	0.07000	'FCFRAC(3,2)'	1.20000	'CO2IPR'
250.00000	'CERFOR(2,2,2)'	0.42000	'FCFRAC(4,2)'	0.80000	'CO2ITR'
83.00000	'CERFOR(2,2,3)'	0.08000	'FCFRAC(5,2)'	1.20000	'CO2ICE(1,1,1)'
333.00000	'CERFOR(2,3,1)'	0.01000	'LEAFDR(1)'	1.00000	'CO2ICE(1,1,2)'
1100.00000	'CERFOR(2,3,2)'	0.01000	'LEAFDR(2)'	1.00000	'CO2ICE(1,1,3)'
70.00000	'CERFOR(2,3,3)'	0.01000	'LEAFDR(3)'	1.20000	'CO2ICE(1,2,1)'
500.00000	'CERFOR(2,4,1)'	0.01000	'LEAFDR(4)'	1.00000	'CO2ICE(1,2,2)'
4000.00000	'CERFOR(2,4,2)'	0.01000	'LEAFDR(5)'	1.00000	'CO2ICE(1,2,3)'
131.00000	'CERFOR(2,4,3)'	0.01000	'LEAFDR(6)'	1.00000	'CO2IRS'
333.00000	'CERFOR(2,5,1)'	0.01000	'LEAFDR(7)'	1.00000	'BASFC2'
4000.00000	'CERFOR(2,5,2)'	0.01000	'LEAFDR(8)'	400.00000	'BASFC1'
100.00000	'CERFOR(2,5,3)'	0.01000	'LEAFDR(9)'	2400.00000	'SITPOT'

Nadelwald

0.00000	'DECID'	90.00000	'CERFOR(3,1,1)'	0.09000	'LEAFDR(10)'
9999.00000	'PRDX(3)'	0.00000	'CERFOR(3,1,2)'	0.09000	'LEAFDR(11)'
400.00000	'PRDX(4)'	0.00000	'CERFOR(3,1,3)'	0.09000	'LEAFDR(12)'
15.00000	'PPDF(1)'	81.00000	'CERFOR(3,2,1)'	0.00800	'BTOLAI'
32.00000	'PPDF(2)'	0.00000	'CERFOR(3,2,2)'	1.00000	'KLAI'
1.00000	'PPDF(3)'	0.00000	'CERFOR(3,2,3)'	-0.47000	'LAITOP'
3.00000	'PPDF(4)'	167.00000	'CERFOR(3,3,1)'	20.00000	'MAXLAI'
35.00000	'CERFOR(1,1,1)'	0.00000	'CERFOR(3,3,2)'	1.00000	'MAXLDR'
0.00000	'CERFOR(1,1,2)'	0.00000	'CERFOR(3,3,3)'	0.50000	'FORRTF(1)'
0.00000	'CERFOR(1,1,3)'	893.00000	'CERFOR(3,4,1)'	0.00000	'FORRTF(2)'
50.00000	'CERFOR(1,2,1)'	0.00000	'CERFOR(3,4,2)'	0.00000	'FORRTF(3)'
0.00000	'CERFOR(1,2,2)'	0.00000	'CERFOR(3,4,3)'	1.00000	'SAPK'
0.00000	'CERFOR(1,2,3)'	556.00000	'CERFOR(3,5,1)'	0.00000	'SWOLD'
167.00000	'CERFOR(1,3,1)'	0.00000	'CERFOR(3,5,2)'	0.18000	'WDLIG(1)'
0.00000	'CERFOR(1,3,2)'	0.00000	'CERFOR(3,5,3)'	0.18000	'WDLIG(2)'
0.00000	'CERFOR(1,3,3)'	1.50000	'DECW1'	0.22000	'WDLIG(3)'
893.00000	'CERFOR(1,4,1)'	0.50000	'DECW2'	0.26000	'WDLIG(4)'
0.00000	'CERFOR(1,4,2)'	0.60000	'DECW3'	0.26000	'WDLIG(5)'
0.00000	'CERFOR(1,4,3)'	0.34500	'FCFRAC(1,1)'	1.00000	'WOODDR(1)'
556.00000	'CERFOR(1,5,1)'	0.30000	'FCFRAC(2,1)'	0.05000	'WOODDR(2)'
0.00000	'CERFOR(1,5,2)'	0.04500	'FCFRAC(3,1)'	0.01000	'WOODDR(3)'
0.00000	'CERFOR(1,5,3)'	0.28000	'FCFRAC(4,1)'	0.00080	'WOODDR(4)'
60.00000	'CERFOR(2,1,1)'	0.03000	'FCFRAC(5,1)'	0.00100	'WOODDR(5)'
0.00000	'CERFOR(2,1,2)'	0.34500	'FCFRAC(1,2)'	0.00000	'SNFXMX(2)'
0.00000	'CERFOR(2,1,3)'	0.30000	'FCFRAC(2,2)'	0.00000	'DEL13C'
81.00000	'CERFOR(2,2,1)'	0.04500	'FCFRAC(3,2)'	1.20000	'CO2IPR'
0.00000	'CERFOR(2,2,2)'	0.28000	'FCFRAC(4,2)'	0.80000	'CO2ITR'
0.00000	'CERFOR(2,2,3)'	0.03000	'FCFRAC(5,2)'	1.20000	'CO2ICE(1,1,1)'
167.00000	'CERFOR(2,3,1)'	0.03250	'LEAFDR(1)'	1.00000	'CO2ICE(1,1,2)'
0.00000	'CERFOR(2,3,2)'	0.03250	'LEAFDR(2)'	1.00000	'CO2ICE(1,1,3)'
0.00000	'CERFOR(2,3,3)'	0.03250	'LEAFDR(3)'	1.20000	'CO2ICE(1,2,1)'
893.00000	'CERFOR(2,4,1)'	0.03250	'LEAFDR(4)'	1.00000	'CO2ICE(1,2,2)'
0.00000	'CERFOR(2,4,2)'	0.03250	'LEAFDR(5)'	1.00000	'CO2ICE(1,2,3)'
0.00000	'CERFOR(2,4,3)'	0.03250	'LEAFDR(6)'	1.00000	'CO2IRS'
556.00000	'CERFOR(2,5,1)'	0.03250	'LEAFDR(7)'	1.00000	'BASFC2'
0.00000	'CERFOR(2,5,2)'	0.03250	'LEAFDR(8)'	1.00000	'BASFC1'
0.00000	'CERFOR(2,5,3)'	0.06000	'LEAFDR(9)'	2400.00000	'SITPOT'

Anhang F: Anfangswerte für Aufforstungsflächen

Unten aufgeführt ist die Liste der Anfangswerte für die Pools der organischen Vegetationsbiomasse, die für die *GIS-Century* Simulation von Aufforstungsflächen in Hessen Verwendung finden. Die Werte wurden aus Daten der *Century* Distribution für einen Standort mit bestehender Waldfläche abgeleitet (*Bonanza Creek*): Es wurde angenommen, dass die neu angepflanzten Bäume 10 % der Biomasse dieser Waldfläche besitzen.

*** Forest organic matter initial parameters

56.20000	'RLVCIS(1)'
0.00000	'RLVCIS(2)'
0.85000	'RLEAVE(1)'
0.00000	'RLEAVE(2)'
0.00000	'RLEAVE(3)'
73.60000	'FBRCIS(1)'
0.00000	'FBRCIS(2)'
0.89000	'FBRCHE(1)'
0.00000	'FBRCHE(2)'
0.00000	'FBRCHE(3)'
626.30000	'RLWCIS(1)'
0.00000	'RLWCIS(2)'
1.00000	'RLWODE(1)'
0.00000	'RLWODE(2)'
0.00000	'RLWODE(3)'
50.00000	'FRTCIS(1)'
0.00000	'FRTCIS(2)'
2.22000	'FROOTE(1)'
0.00000	'FROOTE(2)'
0.00000	'FROOTE(3)'
100.00000	'CRTCIS(1)'
0.00000	'CRTCIS(2)'
0.160000	'CROOTE(1)'
0.0000	'CROOTE(2)'
0.00000	'CROOTE(3)'
0.00000	'WD1CIS(1)'
0.00000	'WD1CIS(2)'
0.00000	'WD2CIS(1)'
0.00000	'WD2CIS(2)'
0.00000	'WD3CIS(1)'
0.00000	'WD3CIS(2)'

Anhang G: Flächentrends des Referenzszenarios

In den folgenden Tabellen sind die aus dem Referenzszenario abgeleiteten Flächentrends für die LUCHesse Landnutzungsklassen *Ackerfläche*, *Grünland* und *Weideland* sowie *Siedlung* und *Gewerbe* aufgeführt. Die Angaben erfolgen in Hektar auf Ebene der RAUMIS-Kreise für die drei Dekaden des Simulationszeitraums. Bei *Ackerfläche* sind zusätzlich Angaben für das Bezugsjahr 1990 notwendig. Für die Landnutzungsklasse *Siedlung* und *Gewerbe* berechnen sich die Trendvorgaben für eine Dekade jeweils als Differenz zwischen den Werten an deren Anfangs- und Endzeitpunkt. Detaillierte Angaben über die Herleitung der Daten finden sich in BUSCH (2004).

Trendvorgaben für die Landnutzungsklasse *Ackerfläche* [ha]

RAUMIS-Kreise	1989/90	2000	2010	2020
Bergstrasse	14798	12777	11720	12037
Darmstadt-Dieburg	22865	21308	20475	20195
Groß-Gerau	16195	14589	14153	13870
Hochtaunuskreis	7221	7189	6641	6692
Main-Kinzig-Kreis	25801	20469	19015	21514
Main-Taunus-Kreis	13233	22858	20753	12078
Odenwaldkreis	7287	12756	12358	5804
Offenbach	4344	6286	5209	4107
Rheingau-Taunus	11439	4312	4093	9797
Wetteraukreis	40347	10417	10056	35667
Giessen	23386	29185	25743	19359
Lahn-Dill	9637	37777	35994	7506
Limburg-Weilburg	21758	20492	19259	19117
Marburg-Biedenkopf	33369	7968	6933	28134
Vogelsbergkreis	33035	27732	24111	27207
Fulda	31214	21494	19814	25730
Hersfeld-Rotenburg	25301	37573	35769	20117
Kassel	42725	30153	27767	35662
Schwalm-Eder-Kreis	53385	50311	47468	47186
Waldeck-Frankenberg	42931	37916	34241	35229
Werra-Meißner-Kreis	25387	22691	21167	21388
Summe	505658	456252	422739	428396

Trendvorgaben für die Landnutzungs-kategorie *Grünland und Weideland* [ha]

RAUMIS-Kreise	2000	2010	2020
Bergstrasse	10291	12777	11720
Darmstadt-Dieburg	4793	21308	20475
Groß-Gerau	1937	14589	14153
Hochtaunuskreis	3845	7189	6641
Main-Kinzig-Kreis	20445	20469	19015
Main-Taunus-Kreis	1968	22858	20753
Odenwaldkreis	10967	12756	12358
Offenbach	1637	6286	5209
Rheingau-Taunus	3937	4312	4093
Wetteraukreis	11656	10417	10056
Giessen	9965	29185	25743
Lahn-Dill	12190	37777	35994
Limburg-Weilburg	10031	20492	19259
Marburg-Biedenkopf	17105	7968	6933
Vogelsbergkreis	33279	27732	24111
Fulda	34630	21494	19814
Hersfeld-Rotenburg	13662	37573	35769
Kassel	10959	30153	27767
Schwalm-Eder-Kreis	15777	50311	47468
Waldeck-Frankenberg	29749	37916	34241
Werra-Meißner-Kreis	12806	22691	21167
Summe	271629	456252	422739

Trendvorgaben für die Landnutzungs-kategorie *Siedlung und Gewerbe* [ha]

RAUMIS-Kreise	1989/90	2000	2010	2020
Bergstrasse	5609	6803	7245	7678
Darmstadt-Dieburg	8879	9781	10219	10650
Groß-Gerau	5701	6370	6887	7392
Hochtaunuskreis	5148	5582	5922	6255
Main-Kinzig-Kreis	10348	11489	12029	12560
Main-Taunus-Kreis	16767	18906	19401	19885
Odenwaldkreis	2912	3311	3474	3621
Offenbach	7516	8072	8393	8711
Rheingau-Taunus	4386	4874	5143	5405
Wetteraukreis	7388	8287	8765	9236
Giessen	7126	7976	8399	8819
Lahn-Dill	7852	8809	9372	9927
Limburg-Weilburg	5553	6332	6686	7030
Marburg-Biedenkopf	7509	8551	9180	9800
Vogelsbergkreis	4972	5830	6366	6872
Fulda	7311	8508	9095	9671
Hersfeld-Rotenburg	4927	5531	6043	6540
Kassel	12127	14001	14753	15499
Schwalm-Eder-Kreis	6381	7799	8684	9550
Waldeck-Frankenberg	6239	7504	8213	8907
Werra-Meißner-Kreis	4627	5087	5611	6115
Summe	149278	169403	179814	189983