

Claudia Sattler

**Ökologische Bewertung und
Akzeptanzanalyse pflanzenbaulicher
Produktionsverfahren**

dissertation.de

Verlag im Internet

Ökologische Bewertung und Akzeptanzanalyse pflanzenbaulicher Produktionsverfahren

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum agriculturarum
(Dr. rer. agr.)

eingereicht an der
Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin

von
Dipl. Ing. agr. Claudia Sattler
aus Gronau/Leine

Präsident der Humboldt-Universität zu Berlin:
Prof. Dr. Dr. h.c. Christoph Marksches

Dekan der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät:
Prof. Dr. Dr. h.c. Otto Kaufmann

Gutachter:

1. Prof. Dr. Dr. h. c. Uwe Jens Nagel
2. Prof. Dr. Frank Ellmer
3. Dr. Peter Zander

Tag der mündlichen Prüfung: 07. März 2008

Sattler, Claudia:

Ökologische Bewertung und Akzeptanzanalyse pflanzenbaulicher Produktionsverfahren
Claudia Sattler. –

Als Ms. gedr.. – Berlin : dissertation.de – Verlag im Internet GmbH, 2008

Zugl.: Berlin, Humboldt-Univ., Diss., 2008

ISBN 978-3-86624-369-9

Bibliografische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

dissertation.de – Verlag im Internet GmbH 2008

Alle Rechte, auch das des auszugsweisen Nachdruckes, der auszugsweisen oder vollständigen Wiedergabe, der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, auf Datenträgern oder im Internet und der Übersetzung, vorbehalten.

Es wird ausschließlich chlorfrei gebleichtes
Papier (TCF) nach DIN-ISO 9706 verwendet.
Printed in Germany.

dissertation.de - Verlag im Internet GmbH
Pestalozzistraße 9
10625 Berlin

URL: <http://www.dissertation.de>

Danksagung

Ganz besonders bedanken möchte ich mich bei meinen Doktorvater Prof. Dr. Uwe Jens Nagel für den kontinuierlichen Austausch und die ergiebigen Diskussion sowie Lob und Kritik. Herrn Prof. Dr. Frank Ellmer danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens. Ganz herzlich danke ich auch meinem Betreuer am ZALF, Dr. Peter Zander, für die fachliche und persönliche Unterstützung.

Weiterer Dank gilt meinen beiden Chefs am ZALF: Herrn Dr. Armin Werner, Institut für Landnutzungssysteme, sowie Prof. Dr. Klaus Müller, Institut für Sozioökonomie, für ihre Unterstützung und die Möglichkeit die Dissertation am ZALF durchzuführen zu können.

Besonderer Dank gilt auch allen, die mir als Experten mit ihrem Wissen bei der inhaltlichen und methodischen Entwicklung der ökologischen Bewertungsmodule geholfen haben, insbesondere Uli Stachow, Gert Berger, Hans Bachinger, Detlef Deumlich und Frau Prof. Monika Frielinghaus, weiterhin Ralf Wieland, und Marion Voss für ihre Hilfestellung als „Fuzzy“-Experten und Steffi Dölling und Herrn Dr. Joachim Kiesel für ihre Unterstützung in GIS-Fragen. Rosi Siebert und Andrea Knierim danke ich für ihre wertvollen Hinweise zur Durchführung der Akzeptanzerhebung.

Auch für die hilfreichen Vorschläge und Anregungen zur Arbeit, die ich im Rahmen eines DAAD-finanzierten Doktorandenstipendiums an der University of Illinois erhalten habe, möchte ich mich bedanken, vor allem bei Prof. David Onstad.

Weiterhin danke ich allen „MODAMs“: Danke Johannes, Renate, Harald, Sandi, Martin und Kerstin!

Angelika danke ich ganz herzlich fürs Korrekturlesen und Ausmerzen der Rechtschreibfehler sowie ihre Unterstützung bei der Formatierung der Arbeit.

Diese Arbeit entstand im Rahmen des BMBF-finanzierten Verbundprojektes GRANO: „Ansätze für eine dauerhaft umweltgerechte landwirtschaftliche Produktion: Modellgebiet Nordost-Deutschland“. Auch allen ehemaligen GRANO-Kollegen sei an dieser Stelle herzlich gedankt für die gute Zusammenarbeit.

Und nicht zuletzt danke ich meiner Familie und meinen Freunden für die tatkräftige Hilfe, Ermutigung und Zuspruch in Frustphasen und dafür, dass sie für mich da sind, wenn ich sie brauche. Danke!

Inhalt

1	Einleitung.....	1
1.1	Problemstellung	1
1.1.1	Landwirtschaft und Umwelt.....	1
1.1.2	Landwirtschaft und Gesellschaft.....	2
1.1.3	Nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft und Bedarf an integrierten Bewertungsansätzen zur nachhaltigen Entwicklung	3
1.2	Zielsetzung	5
1.3	Aufbau der Arbeit	6
2	Analytischer Rahmen und theoretische Grundlagen.....	8
2.1	Nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft.....	8
2.1.1	Nachhaltigkeitsleitbilder, -ziele und -indikatoren.....	10
2.1.2	Einsatz von Modellen zur Bewertung nachhaltiger Entwicklung.....	14
2.1.3	Modellgestützte Bewertung auf Basis unsicheren Wissens	17
2.2	Akzeptanz für die Umsetzung umweltschonender Produktionsverfahren	21
2.2.1	Innovationstheorie: Umweltschonende Produktionsverfahren als Neuerungen	21
2.2.1.1	Verbreitung und Übernahme von Innovationen.....	23
2.2.1.2	Einflussnehmende Faktoren im Diffusionsprozess	29
2.2.1.3	Schwächen der Innovationstheorie	33
2.2.2	Akzeptanztheorie: Akzeptanz für die Umsetzung umweltschonender Produktionsverfahren	33
2.2.2.1	Akzeptanz als Prozess	34
2.2.2.2	Merkmale und Typisierung von Akzeptanz	35
2.2.2.3	Akzeptanzrelevante Einflussfaktoren.....	36
2.2.2.4	Umweltgerechtes Verhalten.....	38
2.3	Ableitung des analytischen Rahmens und Anwendung der Theorien in dieser Arbeit.....	44
3	Datengrundlage und methodisches Vorgehen.....	52
3.1	Auswahl der Modellregion Prenzlau-West	52
3.1.1	Naturräumliche Bedingungen	53
3.1.2	Landwirtschaftliche Flächennutzung	53
3.1.3	Zustand von Natur und Landschaft.....	54
3.1.4	Wirtschaftliche Situation der landwirtschaftlichen Betriebe	54
3.2	Das Modellsystem MODAM	55
3.2.1	Beschreibung der Produktionsverfahren	56
3.2.2	Ökonomische Partialanalyse	60
3.2.3	Ökologische Partialanalyse	61
3.2.4	Integrierte Analyse im LP-Betriebsmodell	61
3.2.5	Modellergebnisse und Szenarienrechnungen.....	63
3.2.6	Bisherige Anwendungen von MODAM	64
3.3	Ökologische Bewertung mittels Fuzzy-Logik.....	65
3.3.1	Grundlagen der Fuzzy-Logik	65
3.3.1.1	Grundbegriffe der Fuzzy-Logik	66
3.3.1.2	Aufbau von Fuzzy-Regelungssystemen	71
3.3.2	Methodisches Vorgehen bei der ökologischen Bewertung	75
3.3.2.1	Auswahl der Indikatoren	76
3.3.2.2	Ablauf der Bewertung.....	78
3.3.2.3	Datenbedarf und Datenquellen.....	80
3.3.2.4	Allgemeine Vorgehensweise bei Entwicklung und Implementierung der Fuzzy-Logik-basierten Bewertungsmodelle	82
3.3.2.5	Modellvalidierung.....	86

3.4	Akzeptanzerhebung bei Landwirten	86
3.4.1	Wahl der Untersuchungsmethoden	86
3.4.2	Vorbereitung der Befragung	87
3.4.2.1	Auswertung von Projektmaterialien und Literaturquellen	88
3.4.2.2	Fragebogendesign	90
3.4.2.3	Auswahl der zu befragenden Landwirte.....	91
3.4.3	Durchführung der Befragung	92
3.4.3.1	Zeitpunkt der Durchführung	92
3.4.3.2	Ablauf der Befragung.....	92
3.4.4	Auswertung der Befragungsergebnisse.....	93
4	Ökologische Bewertung von Produktionsverfahren	94
4.1	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes des Bodens vor dem Abtrag durch Wassererosion.....	95
4.1.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	97
4.1.2	Bewertung der Produktionsverfahren	100
4.1.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	102
4.1.4	Bewertung der Standorteinheiten.....	103
4.1.5	Standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren.....	106
4.1.6	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	109
4.2	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Grundwasserschutzes vor Nitrateinträgen.....	114
4.2.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	115
4.2.2	Bewertung der Produktionsverfahren	117
4.2.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	120
4.2.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	121
4.3	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Oberflächengewässerschutzes vor Nährstoffeinträgen	123
4.3.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	125
4.3.2	Bewertung der Produktionsverfahren	126
4.3.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	128
4.3.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	129
4.4	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Grund- und Oberflächengewässerschutzes vor Pflanzenschutzmitteleinträgen	131
4.4.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	133
4.4.2	Bewertung der Produktionsverfahren	135
4.4.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	136
4.4.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	137
4.5	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Gewährleistung einer möglichst hohen Grundwasserneubildung.....	139
4.5.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	140
4.5.2	Bewertung der Produktionsverfahren	141
4.5.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	143
4.5.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	143
4.6	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Rotbauchunke	145
4.6.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	146
4.6.2	Bewertung der Produktionsverfahren	149
4.6.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	152
4.6.4	Bewertung der Standorteinheiten.....	153
4.6.5	Standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren.....	155
4.6.6	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	157

Inhalt

4.7	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Feldlerche.....	164
4.7.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	164
4.7.2	Bewertung der Produktionsverfahren	166
4.7.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	169
4.7.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	170
4.8	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für den Feldhasen	172
4.8.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	173
4.8.2	Bewertung der Produktionsverfahren	175
4.8.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	177
4.8.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	178
4.9	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Schwebfliege.....	180
4.9.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung.....	180
4.9.2	Bewertung der Produktionsverfahren	182
4.9.3	Einflussfaktoren des Standorts.....	184
4.9.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	185
4.10	Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Segetalflora	187
4.10.1	Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung auf die Segetalflora	188
4.10.2	Bewertung der Produktionsverfahren (Segetalflora).....	189
4.10.3	Einflussfaktoren des Standorts auf die Segetalflora.....	192
4.10.4	Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse	193
4.11	Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse der ökologischen Bewertung von Produktionsverfahren	196
4.11.1	Einfluss der Kulturart bei der ökologische Bewertung	196
4.11.2	Einfluss der Produktionsalternativen je Kulturart bei der ökologischen Bewertung?	198
4.11.3	Einfluss des Produktionssystems (integrierter vs. organischer Landbau) bei der ökologischen Bewertung.....	199
4.11.4	Zielkongruenzen bzw -konvergenzen bei der ökologischen Bewertung.....	201
5	Akzeptanz von Landwirten für die Umsetzung umweltschonenderer Produktionsverfahren	203
5.1	Derzeitige Durchführung von Umweltmaßnahmen	204
5.2	Einschätzung der Wichtigkeit von Umweltzielen.....	208
5.3	Akzeptanzfördernde und -hemmende Faktoren für die Umsetzung von Umweltmaßnahmen	210
5.4	Einschätzung der Umweltmaßnahmen hinsichtlich akzeptanzrelevanter Faktoren	213
5.5	Zukünftige Umsetzungschancen von Umweltmaßnahmen.....	219
6	Szenarienrechnungen	222
6.1	Untersuchte Politikinstrumente.....	222
6.2	Definition der Szenarien	223
6.3	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Szenarienrechnungen	227
6.3.1	Landnutzung je Szenario.....	227
6.3.2	Potenzielle Bodenabträge je Szenario.....	229
6.3.3	Kosten und Gesamtdeckungsbeitrag je Szenario	232
6.3.4	Kosteneffizienz je Szenario.....	234
6.3.5	Wechselwirkungen mit anderen ökologischen Indikatoren	235

7	Zusammenführung und Diskussion der Ergebnisse und der gewählten Vorgehensweisen.....	239
7.1	Diskussion der gewählten Vorgehensweisen.....	239
7.1.1	Diskussion der Fuzzy-Logik-basierten ökologischen Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren.....	239
7.1.1.1	Vor- und Nachteile der Fuzzy-Logik allgemein.....	239
7.1.1.2	Auswahl der abiotischen und biotischen Indikatoren für die Bewertung.....	240
7.1.1.3	Aussagefähigkeit der Ergebnisse der ökologischen Bewertung.....	241
7.1.1.4	Übertragbarkeit des ökologischen Bewertungsansatzes.....	243
7.1.2	Diskussion der Akzeptanzerhebung bei Landwirten.....	244
7.1.2.1	Vor- und Nachteile der mündlichen Befragung.....	244
7.1.2.2	Eignung von Akzeptanz als sozialer Indikator.....	245
7.1.2.3	Aussagefähigkeit der Ergebnisse der Akzeptanzerhebung.....	245
7.1.3	Diskussion der Szenarienrechnungen in MODAM.....	246
7.1.3.1	Vor- und Nachteile von Szenarienrechnungen.....	246
7.1.3.2	Aussagefähigkeit der Ergebnisse der Szenarienrechnungen in MODAM.....	247
7.2	Zusammenführung und Diskussion der Ergebnisse anhand eines Bewertungsproblems.....	247
7.3	Diskussion des Gesamtansatzes der Arbeit.....	252
8	Zusammenfassung.....	254
9	Summary.....	258
10	Quellenangaben.....	262
11	Anhang.....	290
11.1	Anhang A – Tabellen zur ökologischen Bewertung.....	290
11.2	Anhang B – Fuzzy-Teilmodelle zur ökologischen Bewertung.....	294
11.3	Anhang C – Materialien zur Akzeptanzerhebung.....	312
11.4	Anhang D – Karten zu den Szenarienrechnungen.....	316
11.5	Anhang E – Beispiel „Mietwohnung“.....	318

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: Aufbau der Arbeit	7
Abb. 2: Der DPSIR-Ansatz	12
Abb. 3: Leitbilder, Ziele und Indikatoren	14
Abb. 4: Zusammenarbeit zwischen Fachexperte und Knowledgeengineer beim Aufbau der Wissensbasis	20
Abb. 5: Das 5-Phasen-Modell im Innovations-Entscheidungsprozess	25
Abb. 6: a) Lineares und b) multilaterales Modell der Innovationsentwicklung und -verbreitung	27
Abb. 7: Der Dreierschritt der Akzeptanz	35
Abb. 8: Bewertungsrahmen (bestehend aus Bewertungsobjekt, -subjekt und -kontext)	47
Abb. 9: Der Prozess der Akzeptanz	49
Abb. 10: Geographische Lage und Flächennutzung der Modellregion Prenzlau-West	52
Abb. 11: Aufbau und Struktur des Modellsystems MODAM	55
Abb. 12: Die Menge der Wochenendtage nach a) Binär-Logik, b) Fuzzy-Logik	67
Abb. 13: Grafische Darstellung linearer Zugehörigkeitsfunktionen	68
Abb. 14: Die linguistische Variable „Alter“ mit den linguistischen Termen <i>jung</i> und <i>alt</i> nach a) Binär-Logik und b) Fuzzy-Logik	68
Abb. 15: Verknüpfung von Mengen durch den MIN-, MAX- und NICHT-Operator in der a) Binär-Logik und b) Fuzzy-Logik	69
Abb. 16: Aufbau eines Fuzzy-Regelungssystems	71
Abb. 17: Anwendung der MIN- oder PROD-Methode bei der Regelaktivierung	72
Abb. 18: MAX-MIN-, MAX-PROD-, SUM-MIN- und SUM-PROD-Inferenz	72
Abb. 19: Schwerpunkt- und Maximum-Mittelwert- Methode zur Defuzzifizierung	73
Abb. 20: Bewertungsablauf in drei Schritten	78
Abb. 21: Iterative und zyklische Vorgehensweise bei Entwicklung der Bewertungsmodelle	83
Abb. 22: Bodenabtrag durch Wassererosion (Schema)*	95
Abb. 23: Modell „WE-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Wassererosionsgefährdung	102
Abb. 24: Langjähriger mittlerer (potenzieller) Bodenabtrag [$t * ha^{-1} * a^{-1}$] in der Region Prenzlau-West unter einer durchschnittlichen Fruchtfolge ($C = 0,11$)	105
Abb. 25: Modell „WE-PV*ST“ zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Wassererosionsgefährdung	109
Abb. 26: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-WaEro aller Verfahren je Kultur*	110
Abb. 27: Potenzieller Bodenabtrag für verschiedene Anbauvarianten ausgewählter Kulturen* im Vergleich (Grid 18658, Standortgefährdungsklasse: 38-5-WE)	112
Abb. 28: N-Metabolismus im System Boden-Pflanze (Schema)	115
Abb. 29: Modell „NO ₃ -PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nitrateintragsgefährdung ins Grundwasser	120
Abb. 30: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-NO ₃ aller Verfahren je Kultur*	121
Abb. 31: Eintragspfade von N und P in Oberflächengewässer (Schema)	123
Abb. 32: Modell „NP-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nährstoffeintragsgefährdung von N und P in Oberflächengewässer	128
Abb. 33: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-NP aller Verfahren je Kultur*	129
Abb. 34: Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Grund- und Oberflächengewässer (Schema)	131
Abb. 35: Modell „PSM-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der PSM-Eintragsgefährdung in Grund- und Oberflächengewässer	136
Abb. 36: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-PSM aller Verfahren je Kultur*	137
Abb. 37: Prozess der Grundwasserneubildung	139
Abb. 38: Modell „GW-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Grundwasserneubildung	142
Abb. 39: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-GW aller Verfahren je Kultur*	143
Abb. 40: Jahreszeitabhängige Sensibilität der Rotbauchunke (Migrationsphasen) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL	150

Abb. 41: Modell „Amph-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Rotbauchunke vor Verringerung der Lebensraumqualität.....	152
Abb. 42: Modell „Amph-ST“ zur Bewertung der standortabhängigen Habitatsignung für Amphibien.....	155
Abb. 43: Modell „Amph-PV*ST“ zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Rotbauchunke	157
Abb. 44: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Amph aller Verfahren je Kultur*	158
Abb. 45: Standortabhängige Attraktivität in der Modellregion Prenzlau-West für die Rotbauchunke in Abhängigkeit vom Vorkommen geeigneter aquatischer Habitats (Totale und Details) ..	159
Abb. 46: Standortabhängige Attraktivität in der Modellregion Prenzlau-West für die Rotbauchunke in Abhängigkeit vom Vorkommen geeigneter terrestrischer Habitats (Totale/Details)	160
Abb. 47: Einschätzung der standortabhängigen Lebensraumeignung in der Modellregion Prenzlau-West für die Rotbauchunke (Totale und Details)	161
Abb. 48: Standortabhängiger Zielerreichungsgrad verschiedener Anbauvarianten ausgewählter Kulturen* (Grid 40710, Standorteignungsklasse: 38-1-Amph)	163
Abb. 49: Jahreszeitabhängige Sensibilität der Feldlerche (Brutphase) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL	168
Abb. 50: Modell „Lerche-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für Feldlerchen	169
Abb. 51: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Lerche aller Verfahren je Kultur*	170
Abb. 52: Jahreszeitabhängige Sensibilität des Feldhasen (Aufzucht der Jungen) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL	176
Abb. 53: Modell „Hase-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumeignung für Feldhasen	177
Abb. 54: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Hase aller Verfahren je Kultur*	178
Abb. 55: Jahreszeitabhängige Sensibilität der Schwebfliege (Aktivität auf Ackerflächen) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL	183
Abb. 56: Modell „Schweb-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für Schwebfliegen.....	184
Abb. 57: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Schweb aller Verfahren je Kultur*	185
Abb. 58: Jahreszeitabhängige Sensibilität der herbstkeimenden Segetalflora und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL	191
Abb. 59: Modell „Flora-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Segetalflora	192
Abb. 60: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Flora aller Verfahren je Kultur*	193
Abb. 61: Vergleich der Zielerreichungsgrade (ZEG-PV) für alle Indikatoren für die Standardverfahren* ausgewählter Kulturen im integrierten Landbau	196
Abb. 62: Zielerreichungsgrade (ZEG-PV) der Standardverfahren* im integrierten Landbau von Winterroggen und Zuckerrübe im Vergleich zu den Anbauvarianten** pfluglose Bodenbearbeitung, Untersaat bzw. Zwischenfrucht sowie organische anstatt mineralischer Düngung	198
Abb. 63: Zielerreichungsgrade (ZEG-PV) der Standardverfahren* ausgewählter Kulturen im integrierten (IL) und organischen Landbau (OL) im Vergleich.....	200
Abb. 64: Flächenumfang der Umweltmaßnahmen im Zeitraum 1990-2004 sowie beabsichtigte Ausweitung der Maßnahmen bis 2006 (ab 200 bis max. 11.000 ha)	206
Abb. 65: Flächenumfang der Umweltmaßnahmen im Zeitraum 1990-2004 sowie beabsichtigte Ausweitung der Maßnahmen bis 2006 (ab 20 bis max. 450 ha)	207
Abb. 66: Einschätzung der Wichtigkeit von Umweltzielen (MW, StAbw).....	209
Abb. 67: Einschätzung der Wichtigkeit der Einzelfaktoren (MW, StAbw).....	210
Abb. 68: Einschätzung der Wichtigkeit der Faktorengruppen (MW, StAbw).....	213
Abb. 69: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich der Kosten (MW, StAbw)	214
Abb. 70: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Zeitbedarfs (MW, StAbw)	215
Abb. 71: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Risikos (MW, StAbw)	215

Abb. 72: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Aufwandes für die Integration in den Betriebsablauf (MW, StAbw).....	216
Abb. 73: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Aufwandes für die Umsetzung (MW, StAbw)	217
Abb. 74: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Anspruchs an das fachliche Können (MW, StAbw).....	218
Abb. 75: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich der ökologischen Wirksamkeit (MW, StAbw).....	219
Abb. 76: Simulierte Anbauanteile der Kulturen* auf Acker- und Grünland je Szenario	228
Abb. 77: Potenzieller Bodenabtrag je Szenario	229
Abb. 78: Schrittweise Verringerung des potenziellen Bodenabtrages durch Anpassung der Anbauanteile der Ackerkulturen* im Szenario RES-	230
Abb. 79: Anbauumfang erosionsanfälliger Reihenfrüchte in und außerhalb der Zielgebiete 5+6 (Wassererosionsgefährdungsklassen 5 und 6).....	231
Abb. 80: Flächenumfang erosionsmindernder Maßnahmen in und außerhalb der Zielgebiete 4+5+6 (Wassererosionsgefährdungsklassen 4, 5 und 6).....	232
Abb. 81: Gesamtdeckungsbeitrag je Szenario	233
Abb. 82: On-Farm- und Budgetkosten sowie Gesamtdeckungsbeitrag auf Regionshofebene je Szenario.....	233
Abb. 83: Kosten je Tonne vermiedener Bodenabtrag.....	234
Abb. 84: Auswirkung der Landnutzungsoptimierung zur Verminderung des Wassererosionsrisikos auf Deckungsbeitrag und Zielerreichungsgrad weiterer ökologischer Indikatoren im Szenario RES-	236
Abb. 85: Verbesserung bzw. Verschlechterung der Situation für alle ökologischen Indikatoren in den Szenarien RES* und PRÄ* gegenüber dem BAS-Szenario (basierend auf dem durchschnittlichen, flächengewichteten ZEG je Indikator).....	237

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1: Modelltypen und ihre Eigenschaften	15
Tab. 2: Phasen im Entscheidungsprozess bei der Übernahme von Innovation	26
Tab. 3: Phasenmodelle für den Adoptions- bzw. Diffusionsprozess.....	26
Tab. 4: Berücksichtigte Indikatoren in dieser Arbeit	45
Tab. 5: Begriffsverwendung aus Innovations- und Akzeptanztheorie in der vorliegenden Arbeit	46
Tab. 6: Wesentliche Handlungsspielräume des Landwirts bei umweltrelevanten Anpassungen auf Betriebs- und Verfahrensebene.....	46
Tab. 7: Beispiele für berücksichtigte Indikatorentypen nach dem DSPiR-Modell	48
Tab. 8: Merkmale unterschiedlicher Produktionssysteme im heutigen Landbau.....	56
Tab. 9: Beschreibung des MODAM-Pflanzenproduktionsverfahrens „WWE1100a38“	58
Tab. 10: Differenzierungsmöglichkeiten der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren	59
Tab. 11: Beschreibung des Tierproduktionsverfahrens „18015K200G“.....	60
Tab. 12: Bisherige Anwendungen von MODAM (Übersicht)	64
Tab. 13: Charakteristika relationaler Fuzzy-Systeme.....	74
Tab. 14: Vor- und Nachteile der Fuzzy-Logik	75
Tab. 15: Ausgewählte Indikatoren und Umweltqualitätsziele	77
Tab. 16: Überblick über die bei der ökologischen Bewertung eingesetzte Software	85
Tab. 17: Arten von Befragungen.....	87
Tab. 18: Zeit- und Ablaufplan für die Akzeptanzerhebung.....	88
Tab. 19: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes des Bodens vor dem Abtrag durch Wassererosion.....	100
Tab. 20: Bewertung der Anbauweise für den Indikator Wassererosion.....	101
Tab. 21: Klasseneinteilung der Standorteinheiten hinsichtlich der potenziellen Wassererosionsgefährdung (Standortgefährdungsklassen Wassererosion)	106
Tab. 22: Parameter zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Vermeidung von Wassereosion	106

Verzeichnisse

Tab. 23: Bildung von Standorttypen in Abhängigkeit von Ackerzahlklasse und den Standortgefährdungsklassen Wassererosion	107
Tab. 24: Mittel-, Minimal- und Maximalwert des ZEG-PV-WE über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)	110
Tab. 25: Flächenaufteilung je Standortgefährdungsklasse Wassererosion in Abhängigkeit von der Aufbereitungsvariante im Vergleich zu den Ausgangsdaten	111
Tab. 26: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nitrateintragsgefährdung ins Grundwasser.....	117
Tab. 27: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-NO ₃ über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)	122
Tab. 28: Nährstoffgehalte (N/P) in Stallmist und Gülle.....	126
Tab. 29: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nährstoffeintragsgefährdung in Grund- und Oberflächengewässer (N/P)	126
Tab. 30: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-NP über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)	130
Tab. 31: Kriterien zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Pflanzenschutzmitteleintragsgefährdung in Grund- und Oberflächengewässer.....	135
Tab. 32: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Gewährleistung einer möglichst hohen Grundwasserneubildung	141
Tab. 33: Bewertung der Anbauweise für die Grundwasserneubildung.....	142
Tab. 34: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-GW über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)	144
Tab. 35: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Rotbauchunke.....	149
Tab. 36: Bewertungsschema AS: Arbeitsgangabhängige Störungswirkung	150
Tab. 37: Parameter zur Bewertung der Standorteinheiten hinsichtlich ihrer Habitateignung für Amphibien	153
Tab. 38: Klasseneinteilung der Standorteinheiten hinsichtlich der Habitateignung für Amphibien (Standorteignungsklassen Amphibien)	155
Tab. 39: Parameter zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren für den Amphibienschutz	156
Tab. 40: Standorttypen Amphibien	156
Tab. 41: Matrix zur standortabhängigen Bewertung der Anbauverfahren (ZEG-PVST-Amph) (schematisch).....	156
Tab. 42: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Amph über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)	158
Tab. 43: Flächenaufteilung je Standorteignungsklasse Amphibien in Abhängigkeit von der Aufbereitungsvariante im Vergleich zu den Ausgangsdaten	161
Tab. 44: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Feldlerche.....	167
Tab. 45: Bewertungsschema KE: Kulturabhängiger Eignungswert.....	167
Tab. 46: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Lerche über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch).....	171
Tab. 47: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren (Feldhase)	175
Tab. 48: Bewertungsschema AS-Hase: Arbeitsgangabhängige Störungswirkung Feldhase.....	175
Tab. 49: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Hase über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch).....	179
Tab. 50: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren (Schwebfliege).....	182
Tab. 51: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Schweb über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch).....	186
Tab. 52: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Segetalflora	190
Tab. 53: Bewertung der Anbauweise für den Schutz der Segetalflora.....	191
Tab. 54: Mittel-, Minimal- und MaximalwertE des ZEG-PV-Flora ÜBER alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch).....	194

Tab. 55: Mittelwert und Standardabweichung des Zielereichungsgrades (ZEG-PV) über alle Anbauvarianten je Kulturgruppe (gleichgewichtet aggregiert für alle Indikatoren).....	197
Tab. 56: Berechnete Korrelationskoeffizienten zwischen den Zielereichungsgraden für die einzelnen Indikatoren*.....	201
Tab. 57: Positive Umwelteffekte verschiedener Umweltmaßnahmen	203
Tab. 58: Durchführung von Umweltmaßnahmen in den befragten Betrieben	205
Tab. 59: Einschätzung der Vorzüglichkeit der Maßnahmen hinsichtlich Risiko, ökologischer Wirksamkeit, Kosten, Kompatibilität und Integrierbarkeit, Zeitbedarf, Aufwand und Ausprobierbarkeit sowie Anspruch und Komplexität.....	219
Tab. 60: Gesamtranking und berechneter Akzeptanzindex der Umweltmaßnahmen ^{a)}	220
Tab. 61: Vergleich der Flächen- und Tierprämien sowie Stilllegungsbestimmungen unter Agenda 2000 und GAP-Reform 2003.....	224
Tab. 62: Untersuchte Szenarien.....	225
Tab. 63: Simulierte Anbauanteile Ackerbau [in %] im Status-quo-Szenario in der Modellregion im Vergleich zu realen Daten (2001) des Landkreises Uckermark.....	227
Tab. 64: Ökologische, ökonomische und soziale Bewertung der beispielhaft ausgewählten Produktionsverfahren aus MODAM.....	248
Tab. 65: Berechnete Nachhaltigkeitsindizes für schwache und starke Nachhaltigkeit der beispielhaft ausgewählten Produktionsverfahren aus MODAM.....	250
Tab. 66: Berechnete Nachhaltigkeitsindizes für schwache und starke Nachhaltigkeit des Zuckerrübenverfahrens mit Terminverschiebung bei Prämienvergabe	251
Tab. 67: Berechnete Nachhaltigkeitsindizes für schwache und starke Nachhaltigkeit des pfluglosen Zuckerrübenverfahrens als „gute landwirtschaftliche Praxis“	251

Verzeichnis der Boxen

Box 1: Fragestellungen der Arbeit.....	6
Box 2: Verschiedene Definitionen von Nachhaltigkeit	9
Box 3: Eigenschaften von Innovationen	29
Box 4: Unternehmerkategorien.....	30
Box 5: Persönlichkeit, Kommunikationsverhalten und sozioökonomischer Status.....	31
Box 6: Merkmale von Akzeptanz	35
Box 7: Akzeptanzbeeinflussende Faktorengruppen nach (LUCKE 1995)	37
Box 8: Unterfragestellungen zur Fragestellung 1 der Arbeit	48
Box 9: Unterfragestellungen zur Fragestellung 3 der Arbeit	50
Box 10: Unterfragestellungen zur Fragestellung 4 der Arbeit	50
Box 11: Beispiel „Autofahren“	65
Box 12: Kurze Darstellung des Bewertungsansatzes von Meyer-Aurich (2001)	76
Box 13: Methodischer Umgang mit widersprüchlichen Informationen (Beispiel).....	81
Box 14: Darstellung einiger Methoden der qualitativen Sozialforschung	88
Box 15: Hintergrundinformationen: Wassererosion	96
Box 16: Hintergrundinformationen: Reduzierte Bodenbearbeitung	99
Box 17: Aufbereitung der Ausgangsdaten zum standörtlichen Wassererosionsgefährdungspotenzial	108
Box 18: Hintergrundinformationen: Nitratauswaschung (vgl. Abb. 28)	114
Box 19: Hintergrundinformationen: Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer	124
Box 20: Hintergrundinformationen: Pflanzenschutzmitteleinträge in Gewässer.....	132
Box 21: Hintergrundinformationen: Grundwasserneubildung	140
Box 22: Hintergrundinformationen: Rotbauchunke (<i>Bombina bombina</i>)	145
Box 23: "Virtuelles" Experiment: Amphibiengefährdung durch Kalkammonsalpeter.....	147
Box 24: Moving Window Technologie	154
Box 25: Hintergrundinformationen: Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)	164
Box 26: Hintergrundinformationen: Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>)	172
Box 27: Hintergrundinformationen: Schwebfliegen (<i>Syrphidae</i>).....	180
Box 28: Hintergrundinformationen: Segetalflora	187
Box 29: Geschichte der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU	223

Verzeichnis der Anhangstabellen

Anhang A - 1: Erläuterung der Kulturenkürzel und Anzahl der Anbauvarianten	290
Anhang A - 2: C-Faktoren für die Region Prenzlau-West	291
Anhang A - 3: Liste der beteiligten Experten (alphabetisch geordnet)	291
Anhang B - 1: Erläuterungen zum Anhang B.....	294
Anhang B - 2: Modell „WE-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3.....	295
Anhang B - 3: Modell „WE-PV*ST“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-2.....	296
Anhang B - 4: Modell „NO3-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3	297
Anhang B - 5: Modell „NP-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3.....	298
Anhang B - 6: Modell „PSM-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3.....	300
Anhang B - 7: Modell „GW-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-2.....	301
Anhang B - 8: Modell „Amph-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-2.....	303
Anhang B - 9: Modell „Amph-ST“, detaillierte Übersicht Teilmodell 1	304
Anhang B - 10: Modell „Amph-PV*ST“, detaillierte Übersicht Teilmodell 1	305
Anhang B - 11: Modell „Lerche-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-4.....	306
Anhang B - 12: Modell „Hase-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3.....	307
Anhang B - 13: Modell „Schweb-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-4	308
Anhang B - 14: Modell „Flora-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-4	310
Anhang C - 1: Fragebogen zur Akzeptanzerhebung.....	312
Anhang D - 1: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario BAS.....	316
Anhang D - 2: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario RES+	316
Anhang D - 3: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario PRÄ-	317
Anhang D - 4: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario PRÄ+.....	317
Anhang E - 1: Beispiel „Mietwohnung“, Unterschiede zwischen Binär- und Fuzzy-Logik.....	318
Anhang E - 2: Anwendung der Fuzzy-Regelung im Beispiel „Mietwohnung“	319

Verzeichnis der Abkürzungen

ABAG.....	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
AK	Arbeitskräfte
AL.....	Ackerland
Amph	Indikator Rotbauchunke (Amphibien)
Anbauw	Anbauweise
ArbGangNr.....	Arbeitsgangnummer
ArbVerNr	Arbeitsverfahrennummer
AS.....	arbeitsgangabhängige Störungswirkung
AZKL	Ackerzahlklasse
AZS	Arbeitszeitspanne
BbgNatSchG.....	Brandenburgisches Naturschutzgesetz
BetrMtNr	Betriebsmittelnummer
BFN	Bundesamt für Naturschutz
BG	Bodenbedeckung
BI.....	Behandlungsindex
BLK.....	Biotop- und Landnutzungskartierung
BMBF.....	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMVEL.....	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
C	Kohlenstoff
DGM.....	Digitales Geländemodell
DLG.....	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
DSPIR-Ansatz	Driving force-State-Pressure-Impact-Response-Ansatz der OECD
EDV	Elektronische Datenverarbeitung
EU.....	Europäische Union

EWG.....	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAO.....	Food and Agriculture Organization (Welternährungsorganisation)
FAT.....	Feldarbeitstage
FHE.....	Fachhochschule Eberswalde
FIS.....	Fuzzy-Inference-System
Flora.....	Indikator Segetalflora (Herbstkeimer)
GAP.....	Gemeinsame Agrarpolitik
GIS.....	Geografisches Informationssystem
GL.....	Grünland
GLASOD.....	Global Assessment of Soil Degradation
GPS.....	Globales Positionierungssystem
GRANO.....	BMBF-Verbundprojekt „Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte landwirtschaftliche Produktion in Nordostdeutschland“
GV.....	Großvieheinheit
GW.....	Indikator Grundwasserneubildung
Hase.....	Indikator Feldhase
HUB.....	Humboldt-Universität zu Berlin
i.d.R.....	in der Regel
i.F.....	im Folgenden
INVEKOS.....	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IRS.....	Leibniz-Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung Erkner
KAS.....	Kalkammonsalpeter
KE.....	Kulturabhängiger Eignungswert
KTBL.....	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
KULAP.....	Kulturlandschaftsprogramm
Kult.....	Kulturart
KultLP.....	ID der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren im Modellsystem MODAM
Lerche.....	Indikator Feldlerche
LN.....	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LP.....	Lineare Programmierung
LUA.....	Landesumweltamt
LVL.....	Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft
MasHäuf.....	Maßnahmenhäufigkeit
MATLAB.....	MATrix LABoratory (Math. Software)
MAX/Max.....	Maximum
MEA-Scope.....	EU-Projekt “Micro-economic instruments for impact assessment of multifunctional agriculture to implement the Model of European Agriculture”
MIN/Min.....	Minimum
MLUV.....	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz
MMK.....	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung
MODAM.....	Multi-Objective Decision support system for Agroecosystems Management
MUNR.....	Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung
MW.....	Mittelwert
N.....	Stickstoff
NatGr.....	Naturalgröße
NO3.....	Indikator Nitrateintrag ins Grundwasser
NP.....	Indikator Nährstoffeinträge (N, P) in Oberflächengewässer
NPK.....	Stickstoff, Phosphor, Kali
OECD.....	Organisation for Economic Co-operation and Development
P.....	Phosphor
pers. Mit.....	persönliche Mitteilung
PROD.....	Produkt
ProdSys/PS.....	Produktionssystem
PSM.....	Indikator Pestizideinträge ins Grund- und Oberflächengewässer
PSM.....	Pflanzenschutzmittel
PV.....	Produktionsverfahren

Verzeichnisse

PW	Region Prenzlau-West
Schweb	Indikator Schwebfliege
StAbw	Standardabweichung
SUM	Summe
TAS	termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung
TM.....	Teilmodell
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TS	terminabhängige Störungswirkung
TUB	Technische Universität Berlin
UBA	Umweltbundesamt
UP	Universität Potsdam
USLE.....	Universal Soil Loss Equation
VERMOST.....	Vergleichsmethode Standort
VorFrGr.....	Vorfruchtgruppe
WaEro.....	Indikator Wassererosion
WTO.....	World Trade Organization
ZALF.....	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg
ZEG	Zielerreichungsgrad
ZEG-PV	Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren
ZEG-ST	Zielerreichungsgrad Standort
ZMP.....	Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die heutige Kulturlandschaft ist das Produkt der jahrhundertelangen Nutzung durch die Landwirtschaft. Mit Beginn des Ackerbaus entstanden durch die Offenhaltung der Flächen neue Lebensräume für lichtbedürftige Arten, die sich zuvor in einer Waldlandschaft nicht entwickeln konnten (vgl. TIETZE & GROSSER 1985). So trug die Landwirtschaft zur Artenvielfalt in der Landschaft bei und auch heute stellen landwirtschaftliche Nutzflächen den Lebensraum für viele Pflanzen- und Tierarten dar (FUCHS & SAACKE 2006) und erfüllen weitere wichtige Funktionen für den Naturhaushalt, wie Wasserrückhalt und Flutmanagement, Schadstofffilterung und Grundwasserneubildung, Senkenwirkung für Treibhausgase und Erhalt der Bodenfruchtbarkeit (vgl. OECD 1997: 12).

1.1.1 Landwirtschaft und Umwelt

Initiiert durch die Politiken der Vergangenheit kam es jedoch ab Mitte des letzten Jahrhunderts zu einer Intensivierung und Spezialisierung in der landwirtschaftlichen Produktion, mit dem Ziel der Massenerzeugung möglichst standardisierter Produkte in einheitlicher Qualität zur besseren Versorgung des heimischen Marktes (vgl. RÜHS & WICHTMANN 2005). Dies ging mit erheblichen negativen Umweltwirkungen einher (u.a. (JANKE 2002: 217; SRU 2002: 3; MÜLLER 1998: 16 f.). *“Modern agriculture ... has been very successful at increasing food output. But these improvements also came at considerable cost. In the process of increasing output with greater use of non-renewable inputs, we have lost natural habitats and wildlife; soils have been depleted; water polluted with pesticides and fertilisers; human health damaged ...”* (PRETTY 2000: 326). Eine „moderne“ Pflanzenproduktion ist dabei durch den Anbau ertragsstarker Hochleistungssorten bei geringer Fruchtartendiversität auf großen Flächeneinheiten bei sehr großer Bewirtschaftungsintensität hinsichtlich Düngung, Pflanzenschutz und Mechanisierung gekennzeichnet (vgl. BASTIAN 2005: 153). Da die Landwirtschaft in Deutschland der Hauptflächennutzer ist und die bewirtschafteten Flächen in der Kulturlandschaft z.T. eng mit halbnatürlichen und natürlichen Lebensräumen vernetzt sind, erstrecken sich die negativen Umweltwirkungen nicht nur auf die Kulturf Flächen selbst, sondern betreffen nachweislich auch angrenzende, ungenutzte und naturbelassene Flächen (SRU 1985; HEYDEMANN & MEYER 1983; HAMPICKE 1977: 114 ff.).

Die negativen Umweltwirkungen umfassen Beeinträchtigungen im abiotischen und biotischen Bereich. Im abiotischen Bereich kommt es zur stofflichen Belastung und Degradation der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft, wie z.B. Bodenabtrag durch Wasser- und Winderosion, Verringerung der Wasserqualität durch Nährstoff- und Pestizideinträge in Oberflächengewässer und Grundwasserleiter und Emission klimawirksamer Spurengase in die Atmosphäre sowie Störung ökosystemarer Regulationsfunktionen wie Filterwirkung von Schadstoffen, Hochwasserrückhaltung und Grundwasserneubildung (u.a. JANKE 2002; HEYN et al. 2000; SRU 2000; BASTIAN & RÖDER 1999; OECD 1997; ENQUETE KOMMISSION 1994). Weltweit sind 56 % der Böden durch Wassererosion, 28 % durch Winderosion, 12 % durch chemische und 4 % durch physikalische Degradation betroffen. In Europa gelten 23 % der Böden als degradiert. Als Hauptverursacher ist die Landwirt-

schaft zu sehen (OLDEMAN et al. 1991: 28 ff.). Beim Grundwasser ist in Deutschland nach wie vor die Belastungen durch Nitrat und Pflanzenschutzmittel die häufigste Kontaminationsquelle. Auch hier ist als Hauptverursacher die Landwirtschaft zu nennen (vgl. SRU 2004: 350). In 1995 wiesen 25 % der Grundwassermessstellen Nitratgehalte $> 25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ auf, an 11 % der Messstellen wurden die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung von $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ überschritten (SRU 1998a). Nach Angaben des Umweltbundesamtes wurden in Deutschland an jeder vierten der insgesamt 12.886 Grundwassermessstellen im Jahr 2000 Pflanzenschutzmittelbelastungen festgestellt. An jeder zehnten Messstelle wurde der Grenzwert von $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ der Trinkwasserverordnung für Einzelsubstanzen überschritten (vgl. SRU 2004: 351). Der Anteil der Landwirtschaft an den Treibhausgasemissionen beträgt für Deutschland je 40 % für Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) und ca. 1 % für Kohlenstoffdioxid (CO_2). Weltweit beläuft sich der Emissionsanteil der Landwirtschaft auf mehr als 66 % für N_2O , 55 % für CH_4 und 25 % für CO_2 (vgl. FREIBAUER 2002).

Zu den negativen Umweltwirkungen im biotischen Bereich zählt der Verlust an Biodiversität durch Zerstörung, Vereinheitlichung, stofflicher Entwertung, Fragmentierung und genetischer Isolation von Habitaten (z.B. HOLE et al. 2005; IUCN 2004; KOH et al. 2004; MEYER 2002; BASTIAN & RÖDER 1999; OECD 1997; RAUSTIALA & VICTOR 1996; TIETZE & GROSSER 1985). Durch die komplexe Verflechtung der Nahrungsnetze zieht die Ausschaltung einzelner Arten in einer Art „Laufmascheneffekt“ auch die Beeinträchtigung abhängiger Tierarten nach sich (HEYDEMANN & MEYER 1983: 182). Die „natürliche“ Aussterberate von etwa einer Art pro Jahr wird heute um das 100-1.000fache übertroffen (RAUSTIALA & VICTOR 1996: 2). In Deutschland sind 51 % der Säugetiere, 44 % der Brutvögel, 79 % der Reptilien, 67 % der Amphibien, 74 % der Süßwasserfische sowie 40 % der Schwebfliegenarten in Roten Listen erfasst (BFN 2002). Weltweit steht jede dritte Amphibien-, jede vierte Säugetier- und jede achte Vogelart auf der Roten Liste. Als Hauptverursacher des Artenrückgang gilt die Landwirtschaft: „*The intensification and expansion of modern agriculture is amongst the greatest current threats to worldwide biodiversity*“ (HOLE et al. 2005: 113). Dabei ist der Artenrückgang bei vielen Arten nicht ausreichend dokumentiert, so dass diese Zahlen den tatsächlichen Artenrückgang um Dimensionen unterschätzen (IUCN 2004). Nach Schätzungen werden in 30 Jahren, verglichen mit 22 % heute, ca. 48 % der globalen Landesfläche mit landwirtschaftlicher Nutzfläche und urbanen Flächen bedeckt sein. Dies wird wahrscheinlich mit weiteren erheblichen Biodiversitätsverlusten verbunden sein (UNEP-WCMC 2002).

1.1.2 Landwirtschaft und Gesellschaft

Die zunehmende Umweltbelastung durch die intensive Landwirtschaft führte bei einer steigenden Sensibilisierung der Gesellschaft für Umweltbelange dazu, dass die Landwirtschaft gesellschaftlich in zunehmenden Maße kritisch gesehen wird (u.a. SABA & MESSINA 2003: 637; KAULE et al. 1994: 125; AUTSCH 1992: 5). Während Landwirte in den 80er Jahren von der Gesellschaft noch eher als Umweltschützer eingeschätzt wurden, werden sie heute vermehrt zu denjenigen gezählt, die die Umwelt belasten (vgl. SOMMER & BRUNOTTE 1997: 55). Hinzu kommt, dass angesichts der Überproduktion innerhalb der EU und des sinkenden Anteils der Landwirtschaft am Bruttosozialprodukt auch die hohen Subventionsleistungen an den Agrarsektor immer schwerer zu rechtfertigen sind (EU 2004; HABER 1997: 9; MÜLLER & KÄCHELE 2000: 47). Zudem führte das bisherige Preis- und Stützungssystem sowie die hochsubventionierte Exportpolitik zur Beseitigung der Überschüsse in

der EU zu erheblichen handelspolitischen Konflikten mit der Welthandelsorganisation (WTO) und ist bei steigender Anzahl der Mitgliedsländer nicht länger finanzierbar (EU 2004; vgl. AUTSCH 1992: 5). Diese Entwicklungen unterstützten ein Umdenken in der Ausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU. Während das ursprüngliche Ziel der GAP vorrangig die Steigerung der Produktivität zur Versorgung der Gesellschaft mit Nahrungsmitteln war, wird mit den neuen Reformen der GAP zunehmend eine integrierte Politik verfolgt, die mehrere Ziele gleichzeitig berücksichtigt (EU 2004). Neben Einkommenssicherung und Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit der Landwirtschaft sowie der Entwicklung ländlicher Räume rückt auch der Schutz endlicher Ressourcen und der Umwelt stärker in den Vordergrund. Unter den Bedingungen der neuen GAP-Beschlüsse aus 2003, die bis 2013 umgesetzt werden, erfolgen Direktzahlungen zukünftig produktionsunabhängig (Entkopplung). Gleichzeitig wird die Gewährung der Zahlungen stärker an die Einhaltung von Standards in den Bereichen Umwelt, Lebensmittelsicherheit, Tier- und Pflanzengesundheit, Tierschutz und Arbeitssicherheit geknüpft und es besteht die Verpflichtung, alle Flächen in einem „guten agronomischen Zustand“ zu erhalten (Cross-Compliance). Zusätzlich werden die Direktzahlungen sukzessive gekürzt (Modulation), um Mittel für die ländliche Entwicklung freizusetzen (KOM 2003).

1.1.3 Nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft und Bedarf an integrierten Bewertungsansätzen zur nachhaltigen Entwicklung

Die neue Schwerpunktsetzung der GAP soll die Landwirte darin unterstützen, den neuen gesellschaftlichen Anforderungen gerecht zu werden, ohne ihre wirtschaftliche Existenzfähigkeit in Frage zu stellen. Damit soll der multifunktionale Charakter der Landwirtschaft als Erbringer ökologischer, sozialer und ökonomischer Leistungen im Sinne der sogenannten nachhaltigen Entwicklung gestärkt werden (vgl. MÜLLER 1999; DURAND & VAN HUYLENBROECK 2003). Eine nachhaltige Landwirtschaft ist zugleich ökonomisch tragfähig, sozial verträglich und umweltgerecht. Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung ist politisch und gesellschaftlich anerkannt, wie *„diese auszusehen hat und mit welchen Mitteln sie erreicht werden kann, bedarf dagegen noch mancher Klärung“* (AUTSCH 1992: Vorwort). Zwar gibt es eine Reihe von Bewertungsansätzen für nachhaltige Entwicklung, die auf einzelne Bereiche fokussieren, bspw. bestimmte Umweltaspekte wie Erosion oder Nitrataustrag, bisher fehlt es jedoch an ganzheitlichen und integrierten Bewertungsansätzen (vgl. CHRISTEN 1999; PACINI et al. 2003), die alle drei Dimensionen, die ökologische, ökonomische und soziale, einbeziehen: *„With respect to sustainable development goals, the relevant functions have to be assessed with regard to their social, economic and ecological impacts.“* (CAIROL et al. 2005: 15). Dies ist wichtig, um auch Aussagen zu evtl. Zielkonflikten machen zu können, da sonst die Gefahr besteht, dass zwar in einem Bereich Verbesserungen erzielt werden können, sich dadurch aber in anderen Bereichen Verschlechterungen ergeben. *„Eine nachhaltige Nutzung von Landschaft und Ressourcen erfordert die Abkehr von einem sektoralen Denken hin zu einem ganzheitlichen Ansatz“* (BIRTHLER 1999).

Bei der Erarbeitung von Bewertungsansätzen für die nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft sind außerdem spezifische Charakteristika des Agrarsektors zu berücksichtigen, die diesen von anderen Produktionssektoren unterscheiden:

1. Kein anderer Sektor ist in seinem Produktionserfolg so elementar von den natürlichen Prozessen abhängig wie die Landwirtschaft. Nicht oder nur gering beeinflussbare Faktoren wie Klima, Witterung und Bodenverhältnisse nehmen erheblichen Einfluss auf den Produktionsprozess. Gleichzeitig gehen von der Landwirtschaft eine Vielzahl sowohl positiver als auch negativer Wirkungen auf den Naturhaushalt aus (OECD 1997: 12).

2. Die Beziehung zwischen landwirtschaftlichen Aktivitäten und der Umwelt sind hochgradig komplex und noch nicht alle Prozesse aufgeklärt (z.B. LEEUWIS 2004). Die Auswirkungen sind ein Produkt aus der zeitlichen Abfolge der landwirtschaftlichen Produktionsmaßnahmen unter Einsatz spezifischer Produktionstechnik und Betriebsmittel und den natürlichen Voraussetzungen am Standort (OECD 1997: 12).

3. Viele Landwirte befinden sich wirtschaftlich und sozial in einer angespannten Situation (MLUV 2006). Als freie Unternehmer müssen sie langfristig das wirtschaftliche Überleben ihrer Betriebe sichern, damit er ihnen und ihren Familien bzw. Angestellten ein angemessenes Einkommen gewährt und einen gewissen Lebensstandard garantiert. Soll ihre Akzeptanz zukünftig dafür steigen, freiwillig ökologische Aspekte stärker in ihre Anbauentscheidungen einzubeziehen, werden sie dies nicht tun, ohne vorher die wirtschaftlichen und sozialen Konsequenzen abzuwägen: „... *each decision needs to be carefully considered and implemented, to balance environmental quality with their own quality of life and income needs*” (JANKE 2002: 219).

4. Der Agrarsektor ist durch eine hohe staatliche Einflussnahme gekennzeichnet. Das Verhalten der Landwirte wird erheblich durch einzelne Politiken beeinflusst (OECD 1997: 12). Soll die nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft auch von politischer Seite gestützt werden, stellt sich die Frage, mit welchen Instrumenten dies am besten erreicht werden kann: „*To achieve sustainable development requires changes in the way policy is made and implemented ...*” (COM 2001a: 5). Auch in diesem Zusammenhang sind die Wechselbeziehungen zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten von Nachhaltigkeit einzubeziehen: „*Too often, action to achieve objectives in one policy area hinders progress in another*” (COM 2001a: 5).

Des Weiteren stellt sich die Frage, auf welcher Ebene die Bewertung ansetzen sollte. Nach HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK (1997: 167) stellen Umweltprobleme in der Landwirtschaft kein strukturelles Problem dar, d.h. sowohl kleine als auch große Betriebe tragen gleichermaßen zur Belastung der Umwelt bei. Die Ursache sehen sie eher im „Nichtbeherrschen“ von Produktionsverfahren: „*Environmental impact of agriculture depends to a large extent on farmers' production practices*” (WERF & PETIT 2002: 132; vgl. auch WIJNANDS 2000; WAHMHOF 1997; BACHINGER & ZANDER 2003).

Ein Grundproblem bleibt die unsichere Datenbasis, da die komplexen Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Maßnahmen der Landbewirtschaftung und ihren Auswirkungen auf die abiotische und biotische Umwelt noch nicht vollständig erforscht sind (z.B. VOß 2000: 67; MÜLLER 1998: 16 f.). Dies sollte aber nicht als Ausflucht dienen, sondern ein Ansatz gewählt werden, der den besten Nutzen aus den verfügbaren Informationen ziehen kann: „... *lack of knowledge must not become an excuse for a lack of action ... The role of science and research is to help identify the nature of the risks and uncertainties we face, so as to provide a basis for solutions and political decisions*” (COM 2001a: 6).

1.2 Zielsetzung

Ziele dieser Arbeit ist es, das Konzept der nachhaltige Entwicklung zu operationalisieren und im Spannungsfeld zwischen ökologischen und sozio-ökonomischen Anforderungen, zwischen „Tragfähigkeit“ der Umwelt und den „Bedürfnissen“ des Menschen, zwei Schlüsselbegriffen aus dem Brundtland-Report, Lösungen zu finden (vgl. WCDE 1987). Der Landwirt soll die Umwelt schonen und gleichzeitig ökonomisch effizient produzieren und seine sozialen Ansprüche erfüllen können. Die Gesamtheit der Produktionsverfahren soll dabei die Handlungsoptionen (*decision space*) des Landwirts wiedergeben. Jedes Produktionsverfahren geht mit unterschiedlichen Umwelteffekten einher, liefert einen unterschiedlich hohen Erlös, und trifft aufgrund seiner Charakteristika auf unterschiedlich hohe soziale Akzeptanz für eine praktische Umsetzung. Zusätzlich wird der Entscheidungsraum des Landwirts durch die Rahmenbedingungen (*state space*), u.a. die agrarpolitischen Rahmenbedingungen, beeinflusst und eingeschränkt.

Schwerpunkt der Arbeit ist daher die Entwicklung eines modellgestützten Bewertungsansatzes zur Abschätzung ökologischer Effekte pflanzenbaulicher Produktionsverfahren auf ausgewählte abiotische und biotische Indikatoren. Dieser Bewertungsansatz ist integrativer Bestandteil eines mikro-ökonomischen Betriebsmodells im Modellsystem MODAM (Multi-Objective Decision Support System for Agro-ecosystem Management). In MODAM sind Produktionsverfahren des integrierten und organischen Landbaus detailliert beschrieben. Sie stellen die Bewertungsgrundlage für die Abschätzung der Umwelteffekte dar. Durch die Integration des ökologischen Bewertungsansatzes in MODAM können auch ökonomische Indikatoren, wie Deckungsbeitrag, Arbeitskräftebedarf etc. je Verfahren, in den Bewertungsansatz einbezogen werden. Die Berechnung der ökonomischen Indikatoren ist jedoch nicht Gegenstand dieser Arbeit, sondern beruht auf den Arbeiten von KÄCHELE (1999); ZANDER (2003) und SCHULER (2007). Des Weiteren wird als sozialer Indikator die Akzeptanz von Landwirten für die vermehrte Umsetzung der als umweltfreundlicher bewerteten Verfahren in den Ansatz einbezogen. Zu diesem Zweck wird eine Befragung von Landwirten durchgeführt. Weiterhin soll mit Hilfe von Szenarienrechnungen die Bedeutung verschiedener Politikinstrumente zur Förderung umweltfreundlicherer Produktionsverfahren untersucht werden. Die Szenarienrechnungen werden mit dem Betriebsmodell in MODAM durchgeführt und beruhen auf einer Zusammenarbeit mit SCHULER (2007). Schließlich sollen alle Teilaspekte der Arbeit zusammengeführt und Aussagen dazu abgeleitet werden, welche der Produktionsverfahren im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft günstiger zu bewerten sind, da sie zugleich ökologische, ökonomische und soziale Aspekte abdecken.

Da nachhaltige Entwicklung ein Konzept darstellt, das nicht direkt messbar ist: „... *sustainability is not a measurable entity in itself* ...“ (CORNELISSEN 2003: 25), wird in dieser Arbeit ein indikatoren-basierter Ansatz gewählt. Sowohl ökologische, ökonomische als auch soziale Indikatoren finden Berücksichtigung. Für jeden Indikator wird je Produktionsverfahren ein i.d.R. dimensionsloser Index generiert, um den Beitrag zu nachhaltiger Entwicklung zu klassifizieren und so ein Ranking der Verfahren hinsichtlich verschiedener Zielsetzungen im Sinne von nachhaltiger Entwicklung zu erlauben. Die Indizes ermöglichen so eine vergleichende Bewertung zwischen den Teilzielen von Nachhaltigkeit auf einer Skala. Die Indizes einzelner Unterziele können dabei zusammengefasst und damit Informationen aus einzelnen Bereichen aggregiert werden.

Für den Bewertungsansatz wurde eine Fuzzy-Logik-basierte Methode ausgewählt, die die bestmögliche Nutzung der verfügbaren Daten erlaubt, da nicht nur „harte“, quantitative, sondern auch „weiche“, qualitative Daten verarbeitet werden können. So kann auch sogenanntes „unsicheres Wissen“ in die Bewertung einbezogen werden. Dies ist ein großer Vorteil, da das Wissen über die komplexen Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichen Anbauverfahren und deren positiven und negativen Effekten nicht vollständig ist (z.B. CHRISTEN 1999: 8; LEEUWIS 2004). Die Methode ist regelbasiert, wobei sich die Regeln umgangssprachlich formulieren lassen. Damit stellt die Methode eine „Brücke“ zwischen „Mensch“ und „Maschine“ her, so dass sich auch sehr gut sogenanntes „Expertenwissen“ in den Modellansatz integrieren lässt (MÜLLER 1997). Der Bewertungsansatz ist integrativ und breit angelegt, d.h. er versucht verfügbares Wissen aus verschiedenen Disziplinen miteinander zu vernetzen. Dies schließt u.a. die Disziplinen Pflanzenbau, Ökologie und Biologie, Agrarökonomie und Soziologie mit ein. Zusätzlich hat der Ansatz partizipative Elemente, da Landwirte als potenzielle Anwender umweltfreundlicherer Produktionsverfahren über eine Akzeptanzerhebung einbezogen wurden. Der Bewertungsansatz wurde beispielhaft auf eine ausgewählte Modellregion angewendet, ist jedoch grundsätzlich auch auf andere Regionen übertragbar.

Der Bewertungsansatz liefert ein methodisches Werkzeug, das im Bereich der Modellierung zu Fragestellungen der Mehrzieloptimierung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung Anwendung finden soll. Die Ergebnisse können als Diskussionsgrundlage und Entscheidungsunterstützung für die Wissenschaft und die Agrar- und Umweltpolitik Verwendung finden. Der Neuigkeitswert liegt in der Entwicklung einer Methode mit integrativer Herangehensweise unter Einbeziehung unsicheren Wissens in die Bewertung: ökologische, ökonomische und soziale Aspekte fließen in die Bewertung ein. Zielkongruenzen und -konvergenzen können so explizit gemacht werden. Zusätzlich kann durch Szenarienrechnungen untersucht werden, durch welche politischen Instrumente die nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft gefördert werden kann. Die zentralen Fragestellungen der Arbeit sind in der folgenden Box zusammengestellt (Box 1).

Box 1: Fragestellungen der Arbeit

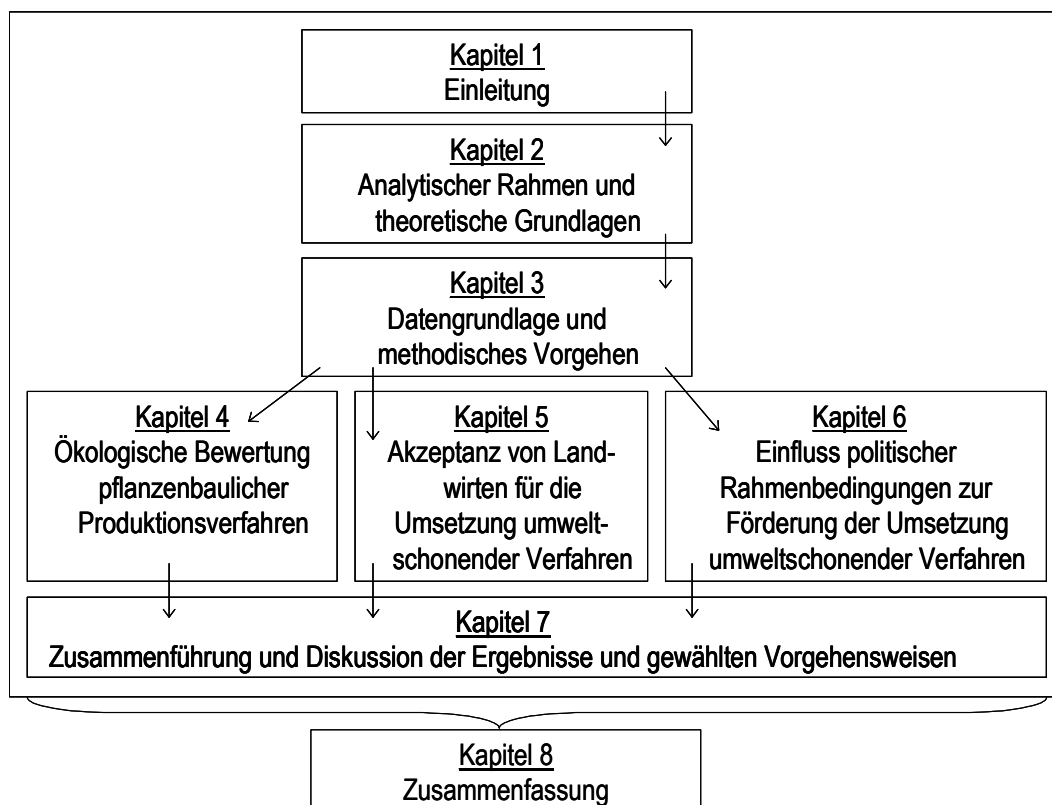
1. Wie können pflanzenbauliche Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Wirkung auf ausgewählte abiotische und biotische Indikatoren bewertet werden?
2. Wie sind die einzelnen Produktionsverfahren ökonomisch zu bewerten?
3. Welche Akzeptanz für die Umsetzung umweltfreundlicherer Produktionsverfahren besteht bei Landwirten?
4. Wie kann die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsalternativen durch Politikinstrumente gefördert werden?

1.3 Aufbau der Arbeit

Analog zu den Fragestellungen 1-4 der vorliegenden Arbeit erfolgt zunächst eine eher segregierte Betrachtung der einzelnen Nachhaltigkeitsaspekte. Kapitel 4 widmet sich Fragestellung 1 und fokussiert auf die ökologische Dimension von Nachhaltigkeit. Durch die Integration des ökologischen Bewertungsansatzes in das Modellsystem MODAM können zusätzlich ökonomische Aspekte berücksichtigt werden (Fragestellung 2). Kapitel 5 behandelt Fragestellung 3 und bezieht damit soziale Aspekte von Nachhaltigkeit ein. Kapitel 6 bezieht sich auf Fragestellung 4 und legt

den Schwerpunkt auf den Einfluss der agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Welche politischen Instrumente können die Umsetzung umweltgerechter Produktionsalternativen möglichst kosteneffizient fördern? Vorangestellt wird diesen Kapiteln eine Einführung in das analytische Konzept der nachhaltigen Entwicklung und die Theorien zur Akzeptanzforschung in Kapitel 2 sowie die Erläuterung der verwendeten Datengrundlage und gewählten Vorgehensweise in Kapitel 3. Kapitel 7 beinhaltet die Synthese der Ergebnisse aus Kapitel 4, 5 und 6 zu einem integrierten Ansatz und die Diskussion der gewählten Vorgehensweisen und des Gesamtansatzes. In Kapitel 8 findet sich die Zusammenfassung (Abb. 1).

Abb. 1: Aufbau der Arbeit



2 Analytischer Rahmen und theoretische Grundlagen

Im Rahmen dieser Arbeit sollen pflanzenbauliche Produktionsverfahren, d.h. sowohl in der Praxis vorrangig angewendete Standardverfahren als auch innovative, umweltschonende Alternativverfahren, im Hinblick auf ökologische, ökonomische und soziale Aspekte der Nachhaltigkeit bewertet werden. Die Einschätzung der Verfahren hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Aspekte erfolgt modellgestützt. Die Einschätzung der sozialen Aspekte wird mit Hilfe einer Akzeptanzerhebung bei Landwirten vorgenommen. Das vorliegende Kapitel ist daher in zwei Abschnitte unterteilt. Der erste Teil gibt eine Einführung in das Konzept der nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft und die modellgestützte Bewertung von Nachhaltigkeit auf Basis unsicheren Wissens. Der zweite Teil beschäftigt sich mit Theorien zur Akzeptanz von Innovationen als Voraussetzung für die praktische Umsetzung der nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft durch die vermehrte Anwendung umweltschonender Produktionsverfahren.

2.1 Nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft

Der Begriff der **nachhaltigen Entwicklung** (*sustainable development*) wurde auf der Konferenz der Vereinten Nationen 1992 in Rio de Janeiro geprägt, auf der sich insgesamt 178 Staaten auf das Leitbild¹ Nachhaltigkeit verpflichteten (SRU 1996). Ausgangspunkt der Nachhaltigkeitsdiskussion bildete der Brundtland-Report „*Our common future*“ der World Commission on Environment and Development (WCDE 1987), in dem der Schutz der Umwelt und die Schonung natürlicher Ressourcen sowie wirtschaftliches Wachstum und soziale Gerechtigkeit als fundamentale Grundsätze einer nachhaltigen Entwicklung benannt wurden. Innerhalb der EU wurde die nachhaltige Entwicklung zum Kernelement aller Strategien benannt (COM 2001b). Auch Deutschland hatte sich 1992 dem Prinzip der Nachhaltigkeit verschrieben und legte 2002 eine nationale Nachhaltigkeitsstrategie vor (DIE BUNDESREGIERUNG 2002). Für den Begriff nachhaltige Entwicklung gibt es dabei eine Vielzahl an Definitionen (Box 2). Die Definitionen unterscheiden sich u.a. im Hinblick auf ihre Maßstabsebene und die betrachteten Wirtschaftssektoren. So entstanden die Definitionen des Brundtland-Reports und der FAO im internationalen Kontext, wobei die erstere global und sektorenübergreifend und letztere speziell bezogen auf den Agrarsektor formuliert wurde. Die Definition der Europäischen Kommission ist ebenfalls sektorübergreifend formuliert, während sich die Definitionen aus dem Bericht der Enquete-Kommission und aus dem Agrarbericht wieder explizit auf die Landwirtschaft beziehen. Letztere bricht die Definition sogar bis auf die Betriebsebene herunter. Alle Definitionen beziehen die ökologische, ökonomische und soziale Dimension von Nachhaltigkeit mit ein.

¹ Ein Leitbild ist ein „grobes Bild einer angestrebten Zukunft“. Der Begriff stammt ursprünglich aus der Raumplanung (WIKIPEDIA 2006).

Box 2: Verschiedene Definitionen von Nachhaltigkeit**Brundtland-Report "Our common future"**

„Sustainable development integrates economics and ecology in decision making and law making to protect the environment and to promote development. It aims at the type of development which integrates production with resource conservation and enhancement and links both to providing an adequate livelihood base and equitable access to resources. It tries to reorient international relations to achieve trade, capital and technology flows that are more equitable and consistent with environmental imperatives. Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“ (WCDE 1987)

Food and Agriculture Organisation (FAO) der UN

„Sustainable development is the management and conservation of the natural resource base, and the orientation of technological and institutional change, in such a manner as to ensure the attainment and continued satisfaction of human needs for present and future generations. Such sustainable development (in the agricultural, fisheries and forestry sectors) conserves land, water, plant and animal genetic resources, is environmentally non-degrading, technically appropriate, economically viable and socially acceptable“ (Report of the Council of FAO 1988, zit. in CHRISTEN 1999: 18)

Europäische Kommission

„Sustainable development offers the European Union a positive long-term vision of a society that is more prosperous and more just, and which promises a cleaner, safer, healthier environment – a society which delivers a better quality of life for us, for our children, and for our grandchildren. Achieving this in practice requires that economic growth supports social progress and respects the environment, that social policy underpins economic performance, and that environmental policy is cost-effective“ (COM 2001a: 2).

Enquete Kommission (12. Deutscher Bundestag)

„Eine dauerhaft umweltverträgliche Landwirtschaft arbeitet weitgehend in Kreisläufen bei Schonung und dauerhaftem Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen (Boden, Wasser, Luft, Artenvielfalt) und der

knappen Ressourcen (fossile Energieträger, mineralische Rohstoffe). Voraussetzung hierfür ist die Wiederherstellung der natürlichen ökosystemaren Regelsysteme und Stoffkreisläufe und die Einbindung und Anpassung der Landbewirtschaftsmethoden in den Naturhaushalt. Der Energiebedarf der Landwirtschaft und im ländlichen Raum ist weitgehend mit Hilfe regenerativer Energiequellen zu decken. Ziele der Landbewirtschaftung sind sowohl eine auf die Region ausgerichtete Versorgung der Bevölkerung mit gesunden Nahrungsmitteln und Rohstoffen als auch gleichermaßen die Schaffung bzw. Wiederherstellung und der Erhalt einer abwechslungsreichen, vielfältig strukturierten, arten- und biotopreichen Kulturlandschaft und die Sicherung und Entwicklung des ländlichen Raumes. Im Sinne einer Kreislaufwirtschaft ist außerdem die möglichst vollständige Rückführung unbedenklicher biogener Abfälle, Reststoffe und deren Verwertung innerhalb der Landwirtschaft anzustreben.“ (ENQUETE KOMMISSION 1994: 255).

Agrarbericht der Bundesregierung

Nachhaltig wirtschaftender Betrieb: „In ökonomischer Hinsicht strebt er eine marktorientierte kostengünstige Wirtschaftsweise unter Nutzung moderner Produktionsverfahren an, um auf den Märkten für Lebensmittel und Rohstoffe oder zur Erbringung gesellschaftlich erwünschter Leistungen wettbewerbsfähig zu sein. In ökologischer Hinsicht zeichnet er sich durch eine umweltverträgliche Wirtschaftsweise aus. Dazu zählen u.a. verringerte Emissionen von umweltschädigenden Stoffen, eine verbesserte Energieeffizienz, eine hohe Bodenfruchtbarkeit, möglichst geschlossene Stoffkreisläufe und eine artgerechte Haltung von landwirtschaftlichen Nutztieren. In gesellschaftlicher Hinsicht soll er den in der Landwirtschaft tätigen Menschen ermöglichen, ein angemessenes Einkommen zu erzielen, ihnen Freiraum zu eigenverantwortlichen Handeln gewähren und ihre gesellschaftliche Integration unterstützen“ (BMELF 1999: 7).

Weitere Definition sind im "Lexikon der Nachhaltigkeit" zusammengestellt (AACHENER STIFTUNG KATHY BEYS 2008)

Ziel einer nachhaltigen Entwicklung ist es, eine Kontinuität in der Verfügbarkeit von Natur-, Sach- und Humankapital zu gewährleisten, so dass auch künftige Generationen ein vergleichbares Wohlfahrtsniveau wie wir heute erzielen können (vgl. RENN 2000: 42). In diesem Zusammenhang werden auch die Begriffe starke und schwache Nachhaltigkeit diskutiert (WALZ et al. 1995: 1). Bei starker Nachhaltigkeit gelten die Kapitalien als prinzipiell nicht substituierbar, auch nicht innerhalb einer Dimension, während man bei schwacher Nachhaltigkeit von uneingeschränkter Substituier-

barkeit ausgeht (OTT 2000). Schwache Nachhaltigkeit kann für künftige Generationen eine Einschränkung ihrer Entscheidungsfreiheit bedeuten, wenn z.B. Naturkapital irreversibel zugunsten von Sachkapital aufgegeben wurde (SRU 2002). Ein Nachhaltigkeitsgrundsatz ist es jedoch, die Bedürfnisse kommender Generationen nicht vorauszunehmen, sondern ihnen die gleichen Wahlmöglichkeiten offen zu halten (RENN 2000: 42).

Ein weiterer Begriff, der in Zusammenhang mit nachhaltiger Entwicklung in der Landwirtschaft oft genannt wird, ist **Multifunktionalität** (vgl. OECD 2001b; FAO 2000; COM 1999). Eine multifunktionale Landwirtschaft erfüllt nicht nur ihre traditionelle Funktion als Nahrungs- und Rohstoffproduzent, sondern auch andere Funktionen für die Gesellschaft (vgl. (DURAND & VAN HUYLENBROECK 2003). *“Multifunctionality refers to the fact that agriculture, besides satisfying the basic demand of food, fulfils at the same time other functions society requires, such as biodiversity, pollution control, amenity values (i.e., landscapes), cultural heritage, food safety, rural settlement and retention of economic activities in less favoured areas”* (BELLETTI et al. 2002: 2). Die einzelnen Funktionen können nach DE GROOT (1992) bspw. gruppiert werden in: i) Produktionsfunktionen (z.B. Nahrungs- und Rohstoffproduktion), ii) Regulationsfunktionen (z.B. Grundwasserneubildung, biologische Kontrollmechanismen), iii) Bereitstellungsfunktionen (z.B. Siedlungsfläche, Tourismus) und iv) Informationsfunktionen (z.B. Kulturgeschichte). Auch für das Leitbild der multifunktionalen Landwirtschaft gibt es keine einheitliche Definition: *„The relation between multifunctionality and sustainability is generally considered implicit and is rarely mentioned explicitly by research, often leading to confusion between both terms.”* (CAIROL et al. 2005: 6). Für CAIROL et al. (2005) ist Multifunktionalität der Weg, um Nachhaltigkeit zu erreichen. Demnach ist Nachhaltigkeit ein normatives Konzept, wobei das Ziel der Erhalt der Ressourcen für nachfolgende Generationen ist, während Multifunktionalität aus der Sicht von CAIROL et al. (2005) ein analytisches Konzept darstellt, in dessen Fokus die Analyse der Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Funktionen, Aktivitäten und Produkten der Landwirtschaft und deren Auswirkungen auf die Natur-, Sach- und Humankapitalien steht.

2.1.1 Nachhaltigkeitsleitbilder, -ziele und -indikatoren

Um das **Leitbild** „nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft“ mit Leben zu füllen, muss es mit **Zielen** in allen drei Nachhaltigkeitsdimensionen untersetzt werden. Ein Ziel kann durch weitere Unterziele konkretisiert werden (ENQUETE-KOMMISSION 1998: 34). Ziele geben dabei *„ ... einen bestimmten, sachlichen, räumlichen und zeitlich angestrebten Zustand ... auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene ... an“* (SRU 1998b: 5). Ziele werden wirkungsbezogen (z.B. Vermeidung negativer Wirkungen auf die menschliche Gesundheit), problembezogen (z.B. Problem des steigenden Abfallaufkommens) oder medienbezogen (z.B. Schutz der Umweltmedien Wasser, Boden, Luft) formuliert (vgl. GIEGRICH 1997: 300). Die Formulierung dieser Ziele ist ein gesellschaftlicher Prozess (MÜLLER & KÄCHELE 2000). Grundlage für die Erarbeitung von Zielen sind einerseits der wissenschaftliche Kenntnisstand über qualitative, und soweit verfügbar, auch quantitative Ursache-Wirkungsbeziehungen und andererseits die gesellschaftlichen Wertvorstellungen als normative Vorgaben für gewünschte Entwicklungen (ENQUETE-KOMMISSION 1998: 34). Die Umsetzung gesellschaftlicher Zielvorstellungen kann auf politischer Ebene z.B. durch bestimmte ordnungs- und finanzpolitische Instrumente unterstützt werden. Ziele und Zielprioritäten

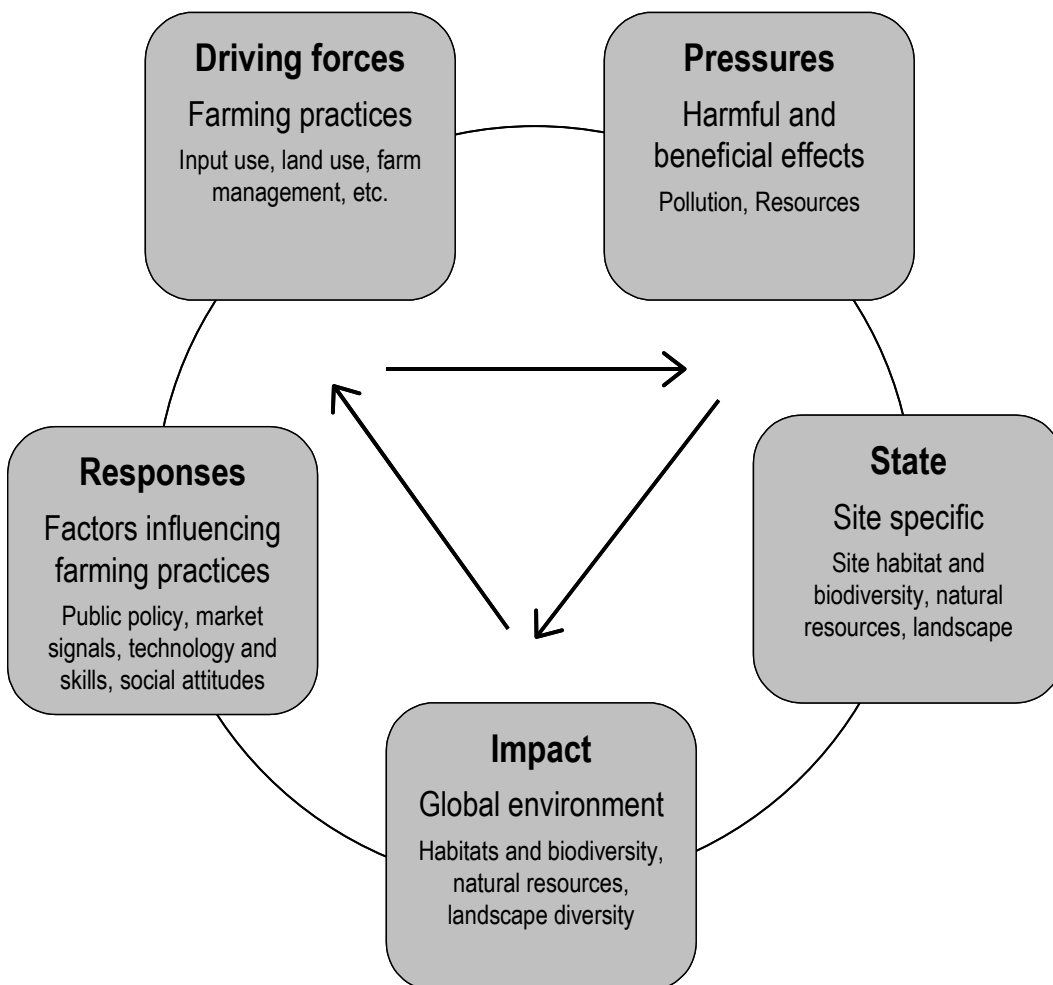
können sich mit der Weiterentwicklung gesellschaftlicher Wertvorstellungen zeitabhängig verändern und verschieben. Auch räumlich kann es aufgrund unterschiedlicher Standortpotenziale zur abweichenden Einstufung von Zielprioritäten kommen (vgl. GIEGRICH 1997: 304). Im Fokus ökologischer Zielsetzungen steht u.a. der Schutz der Arten- und Lebensraumvielfalt, die Verringerung stofflicher Belastungen von Boden, Wasser und Luft durch Nähr- und Schadstoffe sowie die Erhaltung dynamischer Regelungsprozesse in Natur und Landschaft (vgl. SRU 2000: 30). Die ökonomischen Zielsetzungen umfassen bspw. wirtschaftliches Wachstum, Wohlstand und Einkommensgenerierung durch den effizienten Einsatz der Ressourcen im Produktionsprozess bei möglichst geringen Kosten und größtmöglichem Gewinn (vgl. ENQUETE-KOMMISSION : 46). Zu den sozialen Zielsetzungen gehören z.B. die Befriedigung der elementaren individuellen Grundbedürfnisse, wie das Recht auf Nahrung, medizinische Grundversorgung, Ausübung einer Erwerbstätigkeit, individuelle Entscheidungsfreiheit, gesellschaftliche Integration und Mitbestimmung, Stabilität und Sicherheit, Solidarität, Chancengleichheit und soziale Gerechtigkeit sowie Schutz durch das Rechtssystem (vgl. ENQUETE-KOMMISSION 1998: 40 f.). Oft werden die Ziele von den verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen, wie Landwirtschaft, Naturschutz, Tourismus, Gewerbe- und Industrie, Kommunen und Verwaltung, etc. unterschiedlich stark gewichtet, was zu unterschiedlichen Prioritätensetzungen und Zielkonflikten führen kann (vgl. CORNELISSEN 2003).

Inwieweit gesetzte Ziele erreicht wurden, wird anhand von **Indikatoren** bestimmt, die passend zur Zielebene auf dem entsprechenden Skalenniveau (global, national, regional, lokal) auszuwählen sind. „Eine Voraussetzung für die Umsetzung des Leitbildes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung ... ist die Verfügbarkeit von Indikatoren, die das Leitbild im Hinblick auf die Ziele konkretisieren und eine Überprüfung seiner Umsetzung ... ermöglichen“ (SRU 1994: 86). Ein Indikator wird definiert als *“a parameter, or a value derived from parameters, which points to, provides information about, describes the state of a phenomenon/ environment/area, with a significance extending beyond that directly associated with a parameter value.”* Ein Parameter ist dabei definiert als *“a property that is measured or observed”* (OECD 2003: 5).

Im Laufe der Jahre wurde eine Vielzahl an Indikatorensets im Zusammenhang mit nachhaltiger Entwicklung zusammengestellt. Auf internationaler Ebene hat insbesondere die OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) dazu sowohl konzeptionell als auch inhaltlich gearbeitet (vgl. u.a. OECD 1997; OECD 2001a; OECD 2003; OECD 2001b). Auf EU-Ebene haben u.a. Eurostat (EUROSTAT 2001) und die European Environment Agency (EEA) (BÖSCH & SÖDERBÄCK 1997) sowie das ELISA-Projekt (Environmental Indicators for Sustainable Agriculture in the EU) Indikatorenlisten erarbeitet. Für Deutschland liegt u.a. ein Indikatorenkonzept vom Umweltbundesamt vor (vgl. UBA 1997; WALZ et al. 1997). Die Anzahl an Publikationen zum Thema Nachhaltigkeitsindikatoren ist nahezu unüberschaubar. Nach Angaben des International Institute for Sustainable Development (IISD 2007) beschäftigen sich derzeit mehr als 170 Projekte mit der Ent- bzw. Weiterentwicklung von Indikatorenkonzepten. Die einzelnen Konzepte unterscheiden sich dabei stark in Schwerpunktsetzung und Struktur. Während einige Konzepte alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen abdecken (z.B. EUROSTAT 2001; DIE BUNDESREGIERUNG 1999), beziehen sich andere nur auf eine Dimension, z.B. die ökonomische (PANNELL & GLENN 2000) oder die ökologische (u.a. WASCHER 2000). Andere fokussieren innerhalb einer Dimension auf spezifische Themen, wie Biodiversität (vgl. HAMPSHIRE COUNTY

COUNCIL 2000; REID et al. 1993; UNEP 1999) oder Problemfelder, wie den Anbau genetisch veränderter Pflanzen (z.B. BRAUNER & TAPPESER 2000). Weiterhin unterscheiden sich die Indikatorenlisten stark in ihrem Skalenbezug bzw. ihren Aggregationsniveaus. Von Indikatorenkonzepten auf globaler Ebene mit höchstem Aggregationsniveau über Konzepte auf regionale Landschaftsebene bis hin zu Konzepten mit Indikatoren auf Betriebs- oder Schlagebene ist alles vertreten. Des Weiteren werden Indikatoren oft in verschiedene Typen eingeteilt. Das bekannteste Klassifizierungssystem ist das nach dem DSR-Ansatz der OECD (1997), das Indikatoren in *Driving force (D)*-, *State (S)*- und *Response (R)*-Indikatoren einteilt. Der Ansatz wurde später zum DPSIR-Ansatz weiterentwickelt, der zwei weitere Typen ergänzt: die *Pressure (P)*- und *Impact (I)*-Indikatoren (Abb. 2).

Abb. 2: Der DPSIR-Ansatz



Quelle: leicht verändert nach COM (2000: 13)

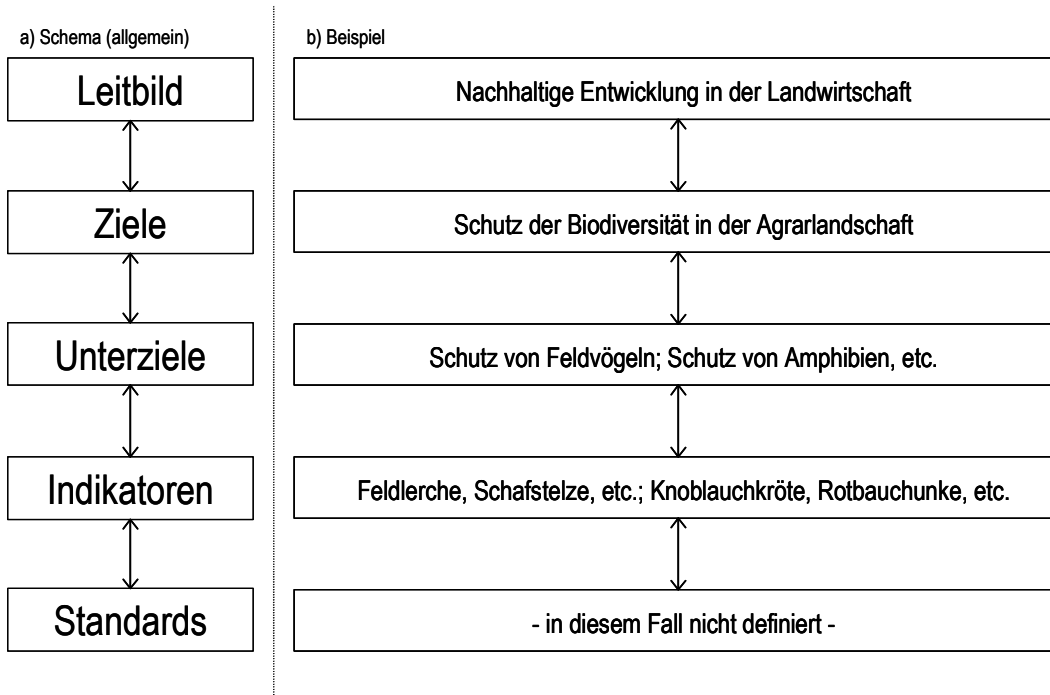
Hinter dem Ansatz steht die folgende Logik (vgl. COM 2000: 12f; OECD 1997: 14): Menschliche Produktions- und Konsumaktivitäten (*driving forces*) erzeugen einen Druck auf die Umwelt (*pressure*). Dieser Druck macht sich durch einen veränderten Zustand (*state*) der Umwelt bemerkbar, der punktuell gemessen werden kann. Die auf kleinskaligem Niveau gemessenen Zustandsveränderungen haben auch auf der höherskaligen Ebene einen Einfluss (*impact*). Mit dem Ziel, den Druck auf die Umwelt zu verändern und den Zustand der Umwelt wieder bzw. weiter zu

verbessern, erfolgt die Reaktion der Gesellschaft (*response*), die sich z.B. in der Veränderung der politischen Rahmenbedingungen, des Konsumentenverhaltens oder der Entwicklung umweltfreundlicherer Technologien äußert. Diese beeinflussen ihrerseits wiederum die Driving forces und äußern sich in veränderten Produktionsweisen. Indikatorenkonzepte bedienen sich oft des DSR- bzw. DSPIR-Ansatzes, um die gelisteten Indikatoren zu strukturieren (z.B. WALZ et al. 1997). Einige Indikatorensets beschränken sich explizit auf einen bestimmten Typ, so listen bspw. BÖSCH & SÖDERBÄCK (1997) nur State-Indikatoren auf, während sich z.B. das TEPI-Projekt von EUROSTAT (2002) ausschließlich auf Pressure-Indikatoren beschränkt. Welche Indikatoren zur Untersuchung eines bestimmten Problems betrachtet werden sollen, hängt von der untersuchten Fragestellung ab (SAYKOWSKI 1997: 287 f.). So sollten die Indikatoren im betrachteten räumlichen und sachlichen Kontext relevant und konsistent mit der betrachteten Maßstabebene sein. Der Indikator muss ausreichend sensitiv auf die untersuchten Einflüsse reagieren sowie allgemein anerkannt und akzeptiert sein. Darüber hinaus müssen genügend Daten für den Indikator vorhanden sein (vgl. TURPIN & BOUSSET 2006).

In zunehmendem Maße werden für einzelne Indikatoren auch **Standards**² gewünscht (WALZ et al. 1995: 51). „*Umweltstandards sind quantitative Festlegungen zur Begrenzung verschiedener Arten von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt, die aus Umweltqualitätszielen abgeleitet werden. Überwiegend handelt es sich dabei um maximal zulässige Konzentrationen von Stoffen (Chemikalien) oder um Dosisleistungen (energiereiche Strahlen) oder um andere physikalische Einwirkungen (z.B. Lärm)*“ (SRU 1996: Teil II, 6 f.). So sieht die Cross-Compliance-Regelung der neuen GAP-Reform vor, dass zukünftig Transferleistungen immer mehr an die Einhaltung von Standards geknüpft sein werden (BMVEL 2004b). Ein Problem ist jedoch, dass die Standards oft sehr schwer bestimmbar sind (RENN 2000: 45), da oft keine ausreichenden Daten für eine wirkungsbezogene Standardfestsetzung verfügbar sind (SRU 1996). Zudem bilden die Bewertungsmaßstäbe für die Festlegung von Standards kein statisches System, sondern unterliegen in Abhängigkeit von Wertewandel und technischem Fortschritt (Nachweisgrenzen) einer Wandlung über die Zeit. So lag z.B. die akzeptable wöchentliche Arbeitszeit in den 70ern noch bei 43 Stunden, 1998 hingegen nur noch bei 35,7 Stunden und ist heute wieder angestiegen (MÜLLER & KÄCHELE 2000: 56). Die folgende Abbildung (Abb. 3) gibt ein Beispiel für die Untersetzung des Leitbildes „nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft“ mit Zielen, Unterzielen, Indikatoren und Standards.

² Umweltstandards gibt es erst seit Mitte des 20. Jahrhunderts. Nach ihrer rechtlichen Verbindlichkeit wird in hoheitliche, d.h. in Rechtsvorschriften festgeschriebene Grenz- und Richtwerte und nicht-hoheitliche Standards unterschieden, die von privatrechtlich organisierten Gremien empfohlen werden (SRU 1996).

Abb. 3: Leitbilder, Ziele und Indikatoren



Quelle: verändert und ergänzt nach UBA (2000b: 11)

2.1.2 Einsatz von Modellen zur Bewertung nachhaltiger Entwicklung

Modelle sind eine vereinfachte Abbildung der Wirklichkeit (DALGAARD 2001; LESER 1991: 72 f.). Ziel dieser Vereinfachung ist es, zu einer transparenten Darstellung bzw. Nachbildung der Struktur komplexer Systeme zu gelangen, in der veränderliche Parameter (unabhängige Variablen) gezielt manipuliert werden können, um so den Einfluss dieser Veränderung auf die abhängigen Parameter (abhängige Variablen) zu simulieren (vgl. LESER 1991: 99). Modelle helfen so, Einblick in komplizierte Zusammenhänge zu bekommen und können wesentlich zum Verständnis eines Systems beitragen. Ein großer Vorteil ist auch die Möglichkeit, potenzielle Systemzustände in der Zukunft in Szenarien simulieren zu können (BOSSSEL 1992). Modellierungen können daher als ein wertvolles Hilfsmittel bei Planungen verwendet werden. In gewissem Umfang können sie auch Feld- und Laborexperimente ersetzen, denn statt ein komplexes System mit hohem Aufwand direkt zu manipulieren, wie es in Labor- oder Feldexperimenten geschieht, kann mittels Simulationsmodellen mit solchen Systemen auf einer „distanzierten“ Ebene experimentiert werden (HAAG & MATSCHONAT 2001). Ein weiterer wichtiger Vorteil ist der höhere Freiheitsgrad (WIJNANDS 2000), d.h. es kann auch mit Extremen gespielt werden, die in Labor- oder Feldexperiment nicht umgesetzt werden könnten. Zudem sind Experimente i.d.R. teuer und die gewonnenen Ergebnisse nur bedingt übertragbar, da die Faktorenkonstellation am Standort oft einzigartig sind (vgl. BACHINGER et al. 2004). Eine realitätsgetreue Simulation komplexer Systeme lässt sich in der Modellierung prinzipiell nicht erreichen (LESER 1991), da der Abstraktionsgrad und die künstliche Abgeschlossenheit des simulierten Systems die Aussagekraft der Simulation einschränken (REICHERT 2000: 119). Limitierende Faktoren sind außerdem die Datenverfügbarkeit und die vorhandenen Rechenkapazitäten (vgl. LESER 1991). Zu beachten ist, dass der Detaillierungsgrad einzelner

Bewertungsschritte aufeinander abgestimmt sein muss, um Verzerrungen zu vermeiden. Ein Grundsatzproblem stellt auch die Kalibrierung dar. Während auf kleiner Maßstabsebene die im Modell betrachteten Parameter noch anhand von Beobachtungs- oder Messdaten kalibriert und validiert werden können, wird dies auf zunehmend größerer Maßstabsebene wesentlich schwieriger (vgl. LESER 1991). Modelle sind vielfältig klassifizierbar (SCHULTZ & WIELAND 1995). BORK (1991) unterscheidet in empirische, deterministisch-analytische und dynamische deterministisch-numerische Modelle (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Modelltypen und ihre Eigenschaften

	Empirisch*	Deterministisch-Analytisch	Dynamisch-Deterministisch-Numerisch
Algorithmen:	Relativ einfach, aus Beobachtung oder Experiment gewonne summarische Betrachtungen	Rückgriff auf Gesetze aus fundierten Theorien (Physik, Chemie)	Einsatz von Lösungsstrategien der numerischen Mathematik
Prozessabbildung:	Prozesse durch empirische Funktionen beschrieben	Prozesse durch stark vereinfachte mathematische Gleichungen beschrieben	annähernd exakte Prozessbeschreibung
Datenbedarf:	gering	gering bis hoch	hoch
Rechenzeiten:	gering	hoch	hoch bis extrem hoch
Zeitliche Auflösung:	statisch	dynamisch	dynamisch
Räumliche Auflösung:	-	möglich	hoch (2- oder 3-dimensional)
Regionale Anwendbarkeit:	für größere Landschaftsausschnitte möglich	je nach Datenbedarf für größere bis kleinere Landschaftsausschnitte	oft nur für sehr kleine Landschaftsausschnitte durchführbar
Übertragbarkeit auf andere Regionen:	nicht bis eingeschränkt möglich (Anpassung erforderlich)	eingeschränkt möglich	möglich
Eignung:	wenige Parameter, einfache Modellstruktur, kostengünstig, leicht handhabbar, Einsatz da, wo eine exakte physikalische, chemische oder biologische Beschreibung der Prozesse nicht bekannt ist, Erfahrungswissen wird nutzbar gemacht.	oft viele Parameter, diese oft schwer zu erheben, Modellentwicklung und -validierung oft sehr aufwändig, Wissen über Kausalbeziehungen wird im Modell implementiert, in der Praxis oft mangelnde Genauigkeit durch Vernachlässigung zu vieler Kausalfaktoren.	Einsatz durch hohen Bedarf an komplexen Informationen und Rechenzeit stark limitiert, unter der Voraussetzung, dass diese Prozesse hinreichend exakt mathematisch-physikalisch formuliert werden können, lässt sich unter bekannten Randbedingungen eine exakte rechnergestützte Simulation vornehmen.

Quelle: zusammengestellt nach BORK (1991) und MURSCHEL & CLEMENS (2007)

Die Modelltypen unterscheiden sich u.a. hinsichtlich Datenbedarf, Rechenzeiten, räumlicher und zeitlicher Auflösung sowie Genauigkeit in der Abbildung realer Prozesse. Empirische Modelle werden auch als statistische Modelle bezeichnet. Deterministische Modelle beruhen ebenfalls auf Empirie; die verwendeten Gesetze sind jedoch mehr oder weniger verallgemeinert. Der Unterschied zu den empirischen Modellen ist daher graduell. Analytische Modelle werden auch als Kompartimentmodelle, erklärende Modelle oder hierarchische Modelle bezeichnet. Dynamische Modelle berücksichtigen die Zeit als Einflussfaktor, ihnen werden die statischen Modelle

gegenübergestellt. Bei dynamischen Modellen wird nochmals in stetige und diskrete Modelle unterschieden. Bei letzteren wird in kleinen Zeitschritten simuliert. Darüber hinaus gibt es noch stochastische Modelle, die Zufallsprinzipien und Wahrscheinlichkeiten einbeziehen (RICHTER 1987). Auch hier kann in analytische und numerische Modell eingeteilt werden. Es sind Mischformen der aufgeführten Modelltypen möglich (vgl. GERSHENFELD 1999). Je genauer die Prozessbeschreibung erfolgt, desto höher ist i.d.R. auch der Datenbedarf. Daher beschränken sich dynamische Modelle oft auf ein Problem, das dann die Prozesse mit allen zeitlichen und räumlichen Abhängigkeiten betrachtet.

Die Leitbilder nachhaltiger Entwicklung und Multifunktionalität implizieren, dass verschiedene Probleme simultan betrachtet werden müssen, um die Wechselbeziehungen darstellen zu können (vgl. CAIROL et al. 2005: 8). Dies macht integrierte Modelle erforderlich. *„Die separate Betrachtung von Einzelproblemen wird der großen Komplexität der gegenwärtigen Situation nicht mehr gerecht“* (CHRISTEN 1999: 63). Integrierte Modelle im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft fehlen jedoch bisher weitgehend. *“The capacity of agriculture ... to respond to new societal demands and the changes required to allow agriculture to meet these requirements are largely under-researched”* (CAIROL et al. 2005: 14). Insbesondere Modelle, welche auch die Auswirkungen der Landwirtschaft auf Arten und ihre Habitate abbilden können, stehen bisher kaum zur Verfügung (SCHULTZ & WIELAND 1995).

Für die Entwicklung solch integrierter Modelle sind dynamische und prozessbasierte Ansätze sehr schwierig umzusetzen, da der Aufwand für Modellierung, Datenbedarf und Rechenzeiten sehr hoch wäre, insbesondere wenn größere Regionen modelliert werden sollen. *„On the other hand, it is also desirable that the model requires only a limited amount of input data since the availability of detailed data normally decreases with the increase in area. Also, it should ... reduce time and costs for the applications.”* (JOHANSSON et al. 2002: 505). Der Trend geht daher von dynamischen Prozessmodellen hin zu einfacheren, oft statischen Modellen, die auch bei limitierter Datenverfügbarkeit lauffähig sind (vgl. (MERTENS & HUWE 2002; SCHULTZ & WIELAND 1995). HEATHWAITE (2003: 753) bemerkt: *„... the research effort needs to shift towards developing generic models ... simple to use and easy to apply. Data hungry process-based models, while elegant and all-compassing, may not be suitable for simple decision support frameworks required by end-users such as government agencies, water utilities and farmers.”* Diese einfacheren Ansätze betrachten die einzelnen Prozesse zwar weniger scharf und wenden allgemeinere Bewertungsalgorithmen an, können so aber bei vergleichbarem Rechenaufwand mehrere Probleme gleichzeitig einbeziehen (vgl. GEBAUER & BÄUERLE 2000: 478 ff.). Ein Nachteil ist, dass oft keine quantitativen Aussagen abgeleitet werden können, sondern häufig nur Potenziale: *„Simple empirical models cannot, for example, quantify environmental impact because they are not dynamic and can only predict potential effects, which is an indirect measure”* (vgl. HEATHWAITE 2003: 759). Andererseits weisen viele prozessorientierte Modellansätze *„... meist eine artifizielle Exaktheit aus, die nicht der Vagheit des zugrundeliegenden ökologischen Wissens entspricht“* (ASSHOFF 2002: 25). Nach BASTIAN & RÖDER (1999: 84) birgt diese *„überspitzte Mathematisierung“* die Gefahr der Scheingenauigkeit.

2.1.3 Modellgestützte Bewertung auf Basis unsicheren Wissens

Um mögliche Handlungsoptionen hinsichtlich ihres Beitrages zur nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft einschätzen zu können, ist eine **Bewertung** erforderlich. Nach HERZOG (2002: 88) kann der Vorgang des Bewertens dabei als eine mindestens vierstellige Relation aufgefasst werden: Ein Subjekt (1.) bewertet ein Objekt (2.) anhand ausgewählter Kriterien (3.) vor dem Hintergrund eines bestimmten Zielsystems (4.). Damit hat jegliche Bewertung per se einen subjektiven Charakter, da jedes Zielsystem auf bestimmten normativen Werthaltungen beruht und der Bewertungsprozess durch die persönlichen Einstellungen der/des bewertenden Subjekte/s geprägt ist. Umso wichtiger ist es, Bewertungen möglichst transparent zu gestalten, indem z.B. alle Bewertungskriterien offen gelegt werden.

Zusätzlich hängt jede Bewertung von dem vorhandenen Wissen zum Gesamtsachverhalt ab. Als **Wissen** bezeichnet man allgemein alle kumulierten, abgesicherten Informationen, die durch Intelligenz, Erfahrung und Lernen erworben wurden. Wissen bildet die Grundlage für das Denken, Bewerten, Entscheiden und Handeln. Wissen fußt auf Informationen, das heißt Daten, die eine logisch in sich geschlossene und geordnete Einheit bilden. Daten wiederum sind Zahlenwerte oder Merkmalsgrößen von physikalisch-technischen Objekten oder Prozessen. Daten setzen sich schließlich aus Zeichen zusammen, d.h. Symbolen oder Signalen mit bestimmten, vereinbarten Bedeutungsinhalten (vgl. HERZOG 2002: 48). Oft ist dieses Wissen jedoch lückenhaft, weil nicht alle Zusammenhänge vollständig aufgeklärt wurden. So muss eine Bewertung nach Hinzugewinnung neuen Wissens u.U. revidiert werden (vgl. GIEGRICH 1997; BASTIAN & RÖDER 1999).

Gerade im Bereich Landwirtschaft und nachhaltiger Entwicklung muss mit komplexen Beziehungen zwischen technischen, ökologischen, ökonomischen und sozialen Systemen umgegangen werden, über die i.d.R. nicht immer sicheres Wissen und belastbare Daten vorhanden sind (LEEUEWIS 2004; vgl. OECD 1997: 11). Bewertungen in diesem Themenbereich müssen also zwangsläufig auch mit **unsicherem Wissen** umgehen. Für unsicheres Wissen kann es verschiedene Ursachen geben:

- a) Die Unsicherheiten sind durch fehlende bzw. nicht beschaffbare Informationen begründet (CORNELISSEN 2003: 46 f.). HERZOG (2002: 24 f.) spricht auch von informaler oder epistemischer Unsicherheit. Gründe sind u.a. die Nichtmessbarkeit von Daten, z.B. aufgrund zu hoher Kosten oder fehlender Technik.
- b) Die Unsicherheiten sind durch die Qualität verfügbarer Daten begründet. HERZOG (2002: 24 f.) spricht von intrinsischer Unsicherheit. Beispielsweise sind methodenbedingte Messfehler beim Sammeln der Daten aufgetreten, die Daten wurden falsch aggregiert, die Daten sind sehr alt, wurden für zu kurze Zeitreihen erhoben bzw. sind nur für spezifische Standortbedingungen gültig oder es sind keine quantitativen Daten verfügbar, sondern es liegen nur qualitative Daten vor (vgl. VAN LOON ET AL. 2005; HOLE et al. 2005). Häufig gelten quantitative „harte“ Daten allein als verlässlich und objektiv, während qualitative „weiche“ Daten als subjektiv und unwissenschaftlich eingeschätzt werden (SALLENAVE 1994). BASTIAN & RÖDER (1999: 83) weisen jedoch darauf hin, dass qualitative Daten „... u.U. wertvoller sein [können] als Meßdaten, die nicht unbedingt stichhaltig und repräsentativ sein müssen oder die erst mit großem Aufwand zu ermitteln sind. Die

Informationssuche darf also nicht allein quantitative Fakten zum Ziele haben, weil keineswegs alle wichtigen Informationen quantifizierbar sind und der Verzicht auf qualitative Gesichtspunkte reale Sachverhalte unnötigerweise verkürzt.“

c) Die Unsicherheiten sind durch Interpretationsschwierigkeiten vorliegender Daten bedingt. HERZOG (2002: 24 f.) nennt diese Art der Unsicherheit lexikalische Unsicherheit. Dazu zählen Definitionsprobleme bei der Auslegung einzelner Begriffe und unterschiedliche Interpretationsmöglichkeiten bei umgangssprachlichen Aussagen zu bestimmten Prozessen und Abläufen (vgl. HOLE et al. 2005). Diese Art von Unsicherheit bezieht sich v.a. auf qualitative Daten.

d) Die Unsicherheiten sind durch widersprüchliche und inkonsistente Daten begründet (vgl. CORNELISSEN 2003: 46 f.). Diese Art von Unsicherheit tritt auf, wenn zu einem Sachverhalt Daten aus sehr vielen Quellen vorliegen (MENDOZA & PRABHU 2003).

e) Die Unsicherheiten sind stochastischer Natur (HERZOG 2002: 24 f.). Bestimmte zufallsabhängige Ereignisse oder Wahrscheinlichkeiten können nicht ausreichend genau abgeschätzt und antizipiert werden.

Ist die Wissensbasis zu einem bestimmten Sachverhalt oder Problem unsicher, werden oft **Experten** hinzugezogen. *„Als Experte wird angesprochen, ... wer über einen privilegierten Zugang zu Informationen ... verfügt.“* (MEUSER & NAGEL 2005: 73). Sein besonderes Wissen hat ein Experte durch Lernen und Erfahrung über einen langen Zeitraum erworben: *„An expert is a person whose knowledge in a specific domain ... is obtained gradually through a period of learning and experience ...“* (CORNELISSEN 2003: 70). Sein Wissen beinhaltet auch den Umgang mit unvollständigen Informationen aus den Randbereichen seines Fachgebietes (REIF 2000: 109). Jeder Mensch kann in einem bestimmten Gebiet ein Experte sein (BOGNER & MENZ 2005a). „Experte“ ist folglich ein relationaler Begriff (MEUSER & NAGEL 2005), da die Auswahl eines Experten *„... in Abhängigkeit von der Fragestellung und dem interessierenden Untersuchungsfeld geschieht“* (BOGNER & MENZ 2005a: 45). Ein Experte verfügt über Wissen, das über andere Wege nicht zugänglich ist (MEUSER & NAGEL 2005), es ist nicht in Lehrbüchern zu finden und wäre darin auch schwer darzustellen, da es sich oft um „intuitives Wissen“ handelt (REIF 2000: 109). SHANTEAU et al. (2002: 253) schreiben dazu: *„... if we could compute (or look up) correct answers, why would we need an expert at all?“* Zusätzlich sind Experten oft Personen in Schlüsselpositionen, die den Zugang zu weiteren Experten in ihrem Themenfeld herstellen können (BOGNER & MENZ 2005b). Zu den Kriterien, die eine Person als Experten qualifizieren, zählen beispielsweise Umfang des vorhandenen Wissens, Anzahl der Ausbildungsjahre, erworbene Qualifikationen und akademischer Grad, Anzahl bearbeiteter Projekte und Publikationen, Beteiligung der Person an öffentlichen Debatten zum Thema, Mitarbeit in entsprechenden Fachgremien oder der Ruf unter Kollegen (BOGNER & MENZ 2005a; CORNELISSEN 2003: 69 ff.; SHANTEAU et al. 2002). Zu den besonderen Eigenschaften eines Experten gehört u.a die Fähigkeit zwischen relevanten und irrelevanten Einflussgrößen eines Problems sowie zwischen ähnlichen, aber nicht gleichen Sachverhalten unterscheiden zu können und konsistent in seinen Bewertungen zu sein: *„If someone cannot repeat their judgement in a similar situation, then they are unlikely to be an expert“* (SHANTEAU et al. 2002: 258).

Expertenwissen besteht aus verschiedenen Komponenten. Häufig wird in Faktenwissen (kennen: *know that*) und Handlungswissen (können: *know how*) unterschieden (vgl. HERZOG 2002: 49;

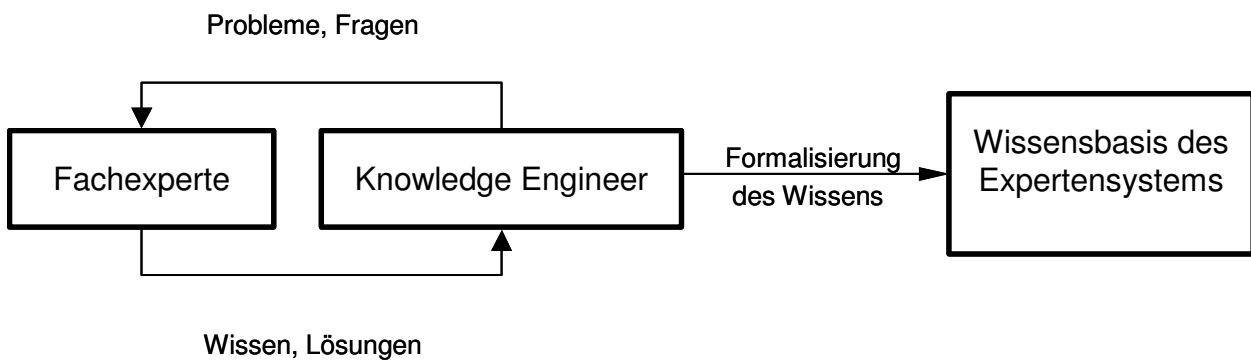
BOTHE 1993: 114). Sachwissen umfasst die Kenntnis oft objektbezogener Fakten und lässt sich i.d.R. gut verbalisieren. Sachwissen wird synonym auch als explizites oder deklaratives Wissen bezeichnet. Handlungswissen umfasst Fertigkeiten und Fähigkeiten zur Lösung von Problemen. Es bezieht sich häufig auf die Beziehungen zwischen Objekten. Handlungswissen wird synonym auch als implizites oder prozedurales Wissen bezeichnet (HERZOG 2002: 49). BOGNER & MENZ 2005a) fügen dem Faktenwissen und Prozesswissen eine dritte Wissenskomponente hinzu, das Deutungs- bzw. Interpretationswissen. Dieses ist notwendig, um zu beurteilen, welches Fakten- bzw. Handlungswissen für einen bestimmten Sachverhalt zutreffend ist. SHANTEAU et al. 2002: 257) schreiben dazu: *„The problem is that it takes more than knowledge of facts for expertise. It is also necessary to see which facts to apply in a given situation. In most domains, that is the hard part.”*

Expertenwissen ist subjektiv geprägt und das Urteil verschiedener Experten muss nicht immer eindeutig ausfallen. Die Subjektivität kann einerseits auf persönlichen Werten und spezifischen Interessen des Experten beruhen: *„... it is important how the expert ... interprets things in the light of his or her personal value system”* (KONTIC 2000: 431). Andererseits kann das Urteil eines Experten auch durch seine „Schule“ geprägt sein. *„Thus, experts from each school may be internally consistent, but show sizeable disagreement with experts from another school.”* (SHANTEAU et al. 2002: 256). Es ist daher eine zentrale Fragestellung, wie mit unterschiedlichen Expertenmeinungen umgegangen werden kann. *„One major practical challenge is how the opposing viewpoints and values can be systematically examined This is the matter of utmost importance because the ability of a group of experts to predict impacts is determined by their understanding of the system under study. Because such understanding is generally based on subjective judgements and scarce data about complex and uncertain processes ... , it is not uncommon for experts to express a lack of confidence in their judgements or even for experts in the same field to legitimately disagree in their judgements about the significance of impacts”* (BOJÓRQUEZ-TAPIA et al. 2005: 470).

Expertenwissen findet Eingang in sogenannte **Expertensysteme**. *„Expertensysteme sind Programme, mit denen das Spezialwissen und die Schlussfolgerungsfähigkeit qualifizierter Fachleute auf eng begrenzten Aufgabengebieten nachgebildet werden soll“* (PUPPE 1988: 2). *„Das Ziel von Expertensystemen besteht darin, eine möglichst realistische Repräsentation menschlichen (Problemlösungs-)Wissens und die Simulation von Schlussfolgerungsfähigkeiten rechnergestützt vorzunehmen. Zudem gelten sie als Werkzeug zur Verbesserung der Mensch-Maschine-Kommunikation durch natürlichsprachliche Dialoge“* (HERZOG 2002: 58). Experten haben sozusagen “mentale Modelle” im Kopf, die in ein Computermodell übersetzt werden sollen: *„Mental models are the models that individuals carry in their heads about the way a system operates”* (KELLY 1998: 459). Der Einsatz von Expertensystemen ist insbesondere bei komplexen Problemen vorteilhaft, wo zur Problemlösung keine exakten Theorien und Algorithmen bekannt sind und auf Erfahrungswissen zurückgegriffen werden soll bzw. zur Problemlösung das Wissen aus verschiedenen Disziplinen zusammengeführt werden muss (vgl. BRECKLING et al. 1996). Voraussetzungen sind, dass Experten zum interessierenden Problemgebiet verfügbar sind, diese auch bereit sind zu kooperieren und ihr Wissen entsprechend ausformulieren, d.h. sprachlich vermitteln können (HERZOG 2002: 66).

Der Aufbau eines wissensbasierten Modells erfolgt in verschiedenen Schritten: 1. Akquise des benötigten Wissens, 2. Repräsentation und strukturierte Speicherung des Wissens in einer regelhaften Wissensbasis, 3. Aufbau eines Inferenzmechanismus, der basierend auf der Wissensbasis Schlussfolgerungen ableitet und 4. Anwendung des Modells auf ein konkretes Problem (vgl. PUPPE 1991). Es sind zwei Personengruppen beteiligt: die Experten und der sogenannte Wissensingenieur (Schritte 1-3). Eine dritte Personengruppe stellen die Anwender des fertigen Expertensystems dar (Schritt 4). Anwender können das Modell benutzen, jedoch nicht ändern (Abb. 4).

Abb. 4: Zusammenarbeit zwischen Fachexperte und Knowledgeengineer beim Aufbau der Wissensbasis



Quelle: nach REIF (2000: 115)

Bei der Wissensakquisition (Schritt 1) stellt der Experte das Wissen bereit und der Wissensingenieur (*Knowledge engineer*) strukturiert und formalisiert das Wissen, wobei in natürlicher Sprache kommuniziert wird. Der Wissensingenieur „... konstruiert das Expertensystem, indem er das Wissen aus dem Fachexperten *„extrahiert“* (z.B. durch Befragung), dieses aufbereitet, geeignet strukturiert und in einer für die Darstellung im System angemessenen Form beschreibt“ (KURBEL 1992: 65). Der Experte muss daher nicht notwendigerweise mit Computern umzugehen wissen, dies übernimmt i.Allg. der *Knowledge engineer* (REIF 2000: 108). Dennoch bestehen hohe Anforderungen an den Experten (vgl. REIF 2000: 114), da er sein Wissen explizit machen muss, die Modellbildung wird damit zu einem „Lern-, Aushandlungs- und Kommunikationsprozess“ (vgl. HAAG & MATSCHONAT 2001). Eine weitere Herausforderung besteht darin, die Informationen, die vom Experten i.d.R. fallorientiert und auf konkrete Situationen bezogen, geliefert werden, gemeinsam in allgemeingültige Regeln zu übersetzen (vgl. KURBEL 1992: 77). Das Wissen des Fachexperten kann durch das eigene Fachwissen des Wissensingenieurs sowie Wissen aus Fallstudien oder entsprechenden Literaturquellen ergänzt werden (HERZOG 2002: 60). Die Wissensrepräsentation (Schritt 2) und der Aufbau des Inferenzmechanismus (Schritt 3) wird regelbasiert umgesetzt, wobei die bei der Wissensakquisition gesammelten Fakten über Wenn-Dann-Beziehungen und Regelbäume verknüpft werden. Sobald das Wissen der Experten im Modellsystem erfasst ist, ist es in der Wissensbasis „konserviert“ und die etablierten Inferenzmechanismen können beliebig oft ablaufen. Die getroffenen Schlussfolgerungen sind konsistent und die gelieferten Ergebnisse reproduzierbar (vgl. HERZOG 2002: 62).

Die Güte des gemeinsam erarbeiteten Modells wird durch das Vertrauensverhältnis zwischen

Experten und Wissensingenieur beeinflusst. Die Zusammenarbeit ist nur erfolgreich, wenn offen kommuniziert werden kann (vgl. HERZOG 2002: 62). Dennoch kann es aus verschiedenen Gründen dazu kommen, dass das Expertenwissen nur unvollständig in die Wissensbasis übernommen werden kann. Nach WIELINGA & BREUKER (1984; zit. in PUPPE 1988: 116) spielen folgende Faktoren eine Rolle: Da das Wissen vom Experten meistens als Referenz auf vorausgesetztes Wissen kommuniziert wird, werden für selbstverständlich gehaltene Fakten oft weggelassen. Dies muss dann der Wissensingenieur ergänzen, was u.U. problematisch sein kann. Desweiteren kann der Experte Schwierigkeiten haben, sein Wissen verbal zu formulieren und für andere verständlich zu machen. Insbesondere bildhaftes Wissen kann oft nur schwer in Worte gefasst werden. Zudem sind Teile unseres Wissens unbewusst und werden aus diesem Grund nicht kommuniziert. *„Knowledge is therefore often implicit; a large part of what we think, know, feel and are able to do is difficult to put into words. And even when we are able to put it into words - i.e. if we communicate with others - we are usually more or less strategically selective in the words we use“* (LEEuwIS 2004: 775). Es besteht auch die Möglichkeit, dass der Experte sein Wissen ganz bewusst nicht vollständig offen legen möchte, um seinen Wissensvorsprung in seinem Fachgebiet nicht zu verlieren (vgl. PFADENHAUER 2005).

2.2 Akzeptanz für die Umsetzung umweltschonender Produktionsverfahren

Die modellgestützte Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren hinsichtlich ihres Beitrages zur nachhaltigen Entwicklung kann aber nur der erste Schritt auf dem Weg zu einer nachhaltigeren Landwirtschaft sein, denn Ziel ist ja die vermehrte praktische Umsetzung der als nachhaltiger eingeschätzten Produktionsalternativen. Ob diese tatsächlich eine Chance auf vermehrte praktische Anwendung haben, hängt v.a. davon ab, ob sie bei den potenziellen Anwendern, den Landwirten, auf Akzeptanz treffen. Fehlt die Akzeptanz, ist die Umsetzung nicht oder nur in geringerem Umfang möglich. Vorhandene Akzeptanz ist umso wichtiger, wenn die vermehrte Umsetzung nicht durch rechtsverbindliche Festlegungen geregelt werden, sondern auf freiwilliger Basis ablaufen soll (vgl. PRAGER 2002: 1; KAULE et al. 1994: 21).

Um zu erklären, durch welche Faktoren die Akzeptanz von bestimmten Handlungsalternativen beeinflusst wird, gibt es verschiedene Theorien. Von besonderer Bedeutung sind hier die Innovationstheorie und die Akzeptanztheorie.

2.2.1 Innovationstheorie: Umweltschonende Produktionsverfahren als Neuerungen

Nach ROGERS (1962: 13) ist eine Innovation *„... an idea, practice, or object that is perceived as new by the individual.“* Demnach ist das Neue eine Frage der individuellen (subjektiven) Wahrnehmung, unabhängig von der (objektiven) Tatsache, wie lange die Neuerung anderen schon bekannt war. Diese Definition im Sinne von subjektiver Neuheit wird nach DIEHR (1989) auch für die Betriebsebene angeführt: *„Aus einzelbetrieblicher Sicht ist eine Innovation ein Verfahren oder ein Produkt, welches vom Entscheidungsträger für den Betrieb als neu wahrgenommen wird. Es liegt subjektive Neuheit vor.“* Auf gesamtwirtschaftlicher Ebene spricht KUPSCHUS (1985) hingegen

von objektiver Neuheit: „*Aus gesamtwirtschaftlicher Sicht wird unter Innovation die erstmalige Anwendung einer Erfindung in einer Volkswirtschaft verstanden. Bei der Innovation handelt es sich um eine objektive Neuheit*“ (beide zit. in BRENKEN 2002: 17). Diese Definitionen betonen den objektbezogenen Charakter von Innovationen, d.h. es handelt sich um eine Idee, eine bestimmte Technik, eine bestimmte Vorgehensweise etc., die von einer einzelnen oder mehreren Personen bzw. der Gesellschaft insgesamt als neu erlebt wird. Neuere Arbeiten lösen sich vermehrt von dieser objektbezogenen Definition und beziehen sich eher auf das Zusammenspiel von Mensch, Technik und Natur. So gibt bspw. LEEUWIS (2004: 774) die folgende Definition: „... *a new pattern of coordination between people, technical devices and natural phenomenon*“ (LEEUWIS 2004: 774). Auch soziale Lernprozesse und die Bildung von Netzwerken werden als Innovation angesehen. Hier macht die Innovation die Veränderung der Beziehungen der Beteiligten untereinander aus, z.B. veränderte Wahrnehmungen, die Vereinbarung neuer Regeln oder Knüpfen neuer Beziehungen als soziale und organisatorische Veränderungen. So schreibt LEEUWIS (2004: 773) weiter: „*It is now recognised that innovations do not just consists of new technical arrangements ... but also of new social and organisational arrangements, such as new rules, perceptions, agreements and social relationships ...*“. ALLAIRE & BOIFFIN (2004: 524) sprechen auch von einem Netzwerk der Innovation und definieren es folgendermaßen: „*A network of innovation can be defined as a network of agents and structures that have specific functions in the process of generation, transformation, evaluation of knowledge, and where are developed integrating capacities making it possible to create new services (produce new qualities or provide solutions to collective or public issues such as environmental questions)*“. Dies findet bereits bei VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 102), die sich stark auf Rogers beziehen, Ausdruck, indem sie auch „*new social organizations such as farmers' unions and cooperatives*“ als Innovationen interpretieren. Auch ROGERS (2003: 12) hat seine Definition gegenüber der aus dem Jahr 1962 erweitert und bezieht sie nicht länger allein auf die individuelle Ebene: „*An innovation is an idea, practice or object perceived as new by an individual or other unit of adoption*“, bleibt aber bei der objektbezogenen Definition.

Aber nicht nur die Vorstellungen darüber, was eine Innovation ist, gehen auseinander, sondern auch die darüber, wo sie entstehen. BREUER (1985: 9) spricht von *Invention*, dem *Geburtsstadium* einer Innovation, dem „*geistigen Akt einer Erfindung oder Entdeckung*“. ROGERS (2003: 167) geht davon aus, dass Innovationen i.d.R. in der Forschung entwickelt werden, was durch einen bestimmten Bedarf oder ein bestimmtes Problem in der Gesellschaft initiiert wird (vgl. NAGEL 1979: 138 f.). Insgesamt werden sechs Hauptphasen unterschieden: „*The innovation-development process consists of all the decisions, activities, and their impacts that occur from recognition of a [1.] need or problem, through [2.] research, [3.] development, and [4.] commercialization of an innovation, through [5.] diffusion and adoption of the innovation by users, to its [6.] consequences*“ (ROGERS 2003: 137). Insbesondere beim vierten Punkt wird die Objektbezogenheit noch einmal ganz deutlich. Eine Innovation wird als etwas angesehen, das produziert, verpackt und verkauft werden kann. *Commercialization* ist definiert als „... *the production, manufacturing, packaging, marketing, and distribution of a product that embodies an innovation*“ (ROGERS 2003: 167). In der Praxis wird die in der Forschung generierte Innovation lediglich noch weiter verfeinert (NAGEL 1979: 140). Dies nennt ROGERS (2003: 36) *re-invention*: „... *the degree to which an innovation is changed or modified by a user in the process of its adoption and implementation.*“

Viele Ideen können jedoch auch direkt in der Praxis entstehen, wobei die Rolle der Wissenschaft oft nur minimal ist (LEEUEWIS 2004: 773). So erweitern bspw. VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 96) Rogers' Definition von Innovation dementsprechend: „*An innovation is an idea, method or object which is regarded as new by an individual, but which is not always the result of recent research.*“ Auch ALLAIRE & BOIFFIN (2004: 523) betonen, dass Innovationswissen vielen Quellen entstammen kann: „*The knowledge that is necessary for innovation (and that is generated by the process of innovation) comes from several fronts: science, of course, but also production, markets and users.*“ Nach VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 279) fehlen dem wissenschaftlichen Wissen oft die Komponenten des lokalen (*indigenous*), des Alltags- (*everyday*) und des sozialen Wissens (*social knowledge*). So definieren sie *indigenous knowledge* als: „*That knowledge held in the rural society, usually based on the experience of many generations and unique to each cultural group. Usually it contains more information on local diversity and complexity than scientifically derived knowledge*“ und führen weiterhin aus: „*To know about contains an element of the concept insight. Knowledge is to be considered the vision of an explanation for the world in which we live, and knowledge is relative in the sense that the vision can differ between people and amongst others because of differences in experience. A distinction is made between everyday and scientific knowledge or between technical and social knowledge*“ (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 279).

2.2.1.1 Verbreitung und Übernahme von Innovationen

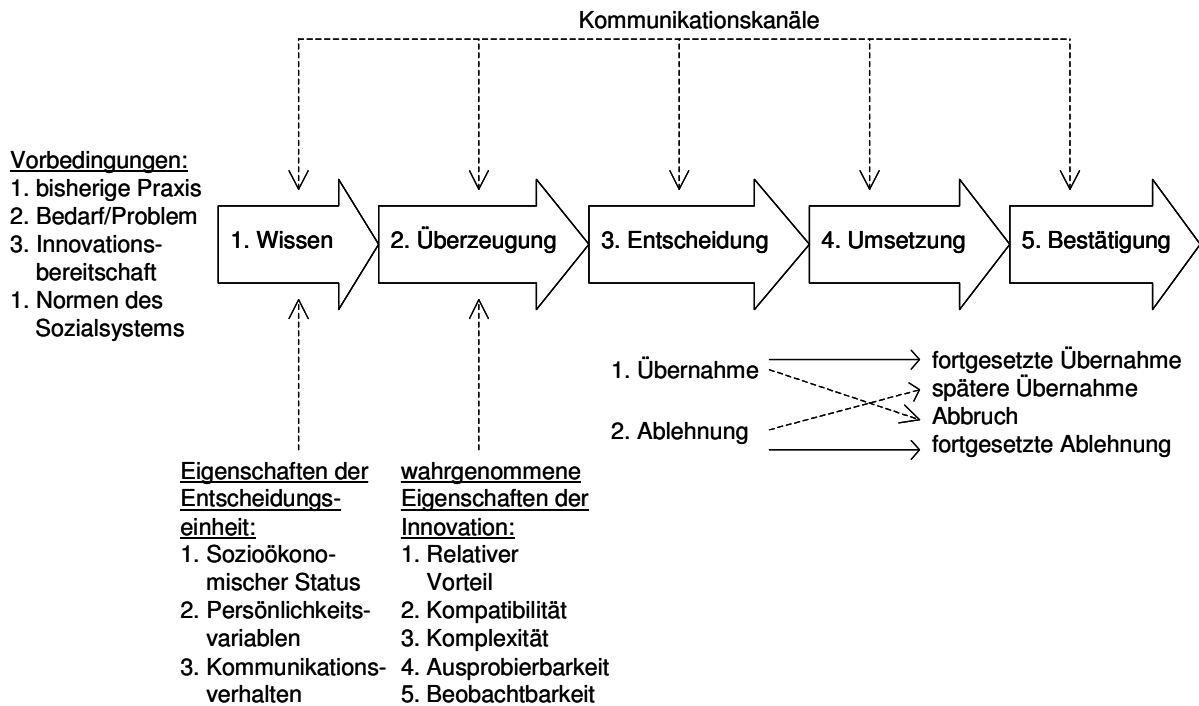
Für die Verbreitung von Innovationen wird in der Innovationstheorie der Begriff **Diffusion**, lateinisch „*das Auseinanderfließen*“ (DUDEN 2001) verwendet. Auch hier sind unterschiedliche Definitionen zu finden, die sich in ihrer Akzentuierung hinsichtlich der Anhängigkeit des Vorgangs von Zeit, Raum und weiterer Faktoren unterscheiden. So ist nach BRENKEN (2002: 19) unter Diffusion der „*gesamte Prozeß von der Entdeckung einer Neuerung bis zu deren Verbreitung in weiten Teilen der in Frage kommenden Anwenderschaft*“ zu verstehen. Hier wird also der Akzent vor allem auf die Ausbreitung innerhalb eines bestimmten Personenkreises in einem sozialen System gelegt. BREUER (1985: 8 f.) als Vertreter der geographischen Innovationslehre, macht v.a. die Ausbreitung im Raum zum Schwerpunkt seiner Untersuchung und zitiert u.a. eine Definition von BORCHERDT (1961), wonach Diffusion den „*... Ausbreitungsvorgang, der von einem Zentrum aus durch Nachahmung in Verbindung mit einer unterschiedlichen Wertung bei den einzelnen Sozialgruppen flächen- oder linienhaft nach außen vordringt und dabei die Gegenkräfte der ‚Tradition‘ zu überwinden hat*“ (zit. in BREUER 1985: 8). Auch gibt es wieder Unterschiede, begründet durch die Objektgebundenheit von Innovation, so weist BORCHERDT (1961) darauf hin, dass auch die Ausbreitung des Wissens um die Neuerung und nicht der Innovation selbst als Diffusion aufgefasst werden kann (zit. in BREUER 1985: 10). In diesem Zusammenhang wird auch von der Verbreitung von *hard-* und *software* gesprochen, wobei unter *hardware* die Geräte und Techniken zu verstehen sind und unter *software* das notwendige Wissen über deren Anwendung (vgl. ROGERS 2003: 13; VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 102 f.).

Nach ROGERS (2003: 5) ist Diffusion „*... the process in which an innovation is communicated through certain channels over time among the members of a social system*“ und folgt dabei den Ausführungen von KATZ (1961), wonach der Ausbreitungsprozess insbesondere durch vier Elemente beeinflusst wird: durch die Innovation selbst, die Zeit, die Kommunikation zwischen den

Beteiligten und dem sozialen System, in das dieser Prozess eingebettet ist (vgl. ROGERS 1962: 12).

Die Übernahme einer Innovation durch ein Individuum bezeichnet ROGERS (2003: 473) als **Adoption** (*adoption*); die definiert wird als: „*A decision to make full use of an innovation as the best course of action available.*“ Bei BREUER (1985: 9), wird Adoption, die An- oder Übernahme einer Innovation, auch als *Adaption* oder *Akzeptanz* bezeichnet. Das Gegenteil von Adoption ist die Ablehnung (*rejection*) einer Innovation: „*A decision not to adopt an innovation*“ (ROGERS 2003: 476). Wird eine Neuerung zunächst zwar übernommen, zu einem späteren Zeitpunkt jedoch wieder fallen gelassen, spricht Rogers von Diskontinuität (*discontinuance*), die definiert ist als: „*A decision to reject an innovation after having previously adopted it*“, wobei zwei Arten unterschieden werden: zum einen *replacement discontinuance*, wenn eine Innovation zugunsten einer besseren aufgegeben wird und zum anderen *disenchantment discontinuance*, wenn die Innovation insgesamt nicht zufriedenstellend ist und aus Enttäuschung aufgegeben wird (ROGERS 2003: 217). Für das Scheitern der Übernahme werden i.Allg. zwei Hypothesen angeführt: einerseits die *individual-blame-hypothesis*, d.h. das Scheitern liegt an den individuellen Eigenschaften des potenziellen Anwenders, wie z.B. an einer zu traditionellen Einstellung und geringen Aufgeschlossenheit gegenüber Innovationen oder zum zweiten die *system-blame-hypothesis*, wobei die Rahmenbedingungen keine Übernahme erlauben, z.B. weil evtl. notwendige Kredite nicht beschafft werden können o.ä. (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 101 f.).

Der Übernahmeprozess einer Innovation kann nach ROGERS (2003: 37) zeitlich in **fünf Phasen** eingeteilt werden (Abb. 5): 1. *knowledge* (Wissens-), 2. *persuasion* (Überzeugungs-), 3. *decision* (Entscheidungs-), 4. *implementation* (Umsetzungs-) und 5. *confirmation* (Bestätigungsphase). Er bezeichnet diesen Ablauf auch als *innovation-decision process*, der definiert ist als: „... the process through which an individual (or other decision-making unit) passes from first knowledge of an innovation to forming an attitude towards the innovation, to a decision to adopt or reject, to implementation of the new idea, and to confirmation of this decision“ (ROGERS 2003: 168). VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 275) verwenden auch den Begriff *adoption process*: “The changes that take place within individuals with regard to an innovation from the moment that they first become aware of the innovation to the final decision to use it or not.”

Abb. 5: Das 5-Phasen-Modell im Innovations-Entscheidungsprozess

Quelle: übersetzt und leicht verändert nach ROGERS (2003: 170)

In der Wissensphase hört der mögliche Anwender erstmalig von der Neuerung und informiert sich darüber. Voraussetzung für diese Phase ist, dass ein bestimmter Bedarf oder ein bestimmtes Problem aufgetreten ist, der bzw. das durch die bisherige Praxis nicht befriedigt bzw. gelöst werden kann. Diese Phase und der Übergang zur nächsten Phase wird stark beeinflusst durch die Persönlichkeit des potenziellen Anwenders: Seine wirtschaftliche Situation, sein soziales Umfeld, sein Kommunikationsverhalten, also z.B. welche Quellen (Messen, Internet, Zeitschriften, Gespräche mit Kollegen etc.) er nutzt, um sich mit der Innovation auseinander zu setzen.

In der Überzeugungsphase bewertet er die zur Verfügung stehenden Informationen und begeistert sich entweder für die Innovation oder aber nimmt eine ablehnende Haltung ein. Dafür sind die angenommenen Vor- und Nachteile der Innovation ausschlaggebend. In dieser Phase besteht oft das Bedürfnis, sich mit anderen über die Neuerung auszutauschen (vgl. VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 32). In der Entscheidungsphase entschließt sich der potenzielle Anwender entweder für die Übernahme oder Ablehnung der Neuerung. In der Umsetzungsphase wird die Neuerung regelmäßig angewendet, u.U. wird sie dabei erst im Kleinen ausprobiert. Es folgt die Bestätigungsphase: War die erste Anwendung der Neuerung erfolgversprechend, wird sie fortgesetzt, überzeugt sie nicht, wird sie abgebrochen. Selbst wenn die Neuerung zunächst abgelehnt wurde, kann sie zu einem späteren Zeitpunkt doch noch angewendet werden, wenn sich bspw. bestimmte einflussnehmende Variablen verändert haben, welche die Umsetzung erst jetzt vorteilhaft erscheinen lassen. Der Anwender kann jedoch auch bei seiner ablehnenden Haltung bleiben. Tab. 2 fasst die phasenbezogenen Aktivitäten im Falle der Übernahme einer Innovation kurz zusammen.

Tab. 2: Phasen im Entscheidungsprozess bei der Übernahme von Innovation

1. Wissen	2. Überzeugung	3. Entscheidung	4. Implementierung	5. Bestätigung
<ul style="list-style-type: none"> • Informationen sammeln • Begreifen und Verarbeiten der Informationen • Wissen und Fähigkeiten für die erfolgreiche Übernahme erwerben 	<ul style="list-style-type: none"> • sich für die Innovation begeistern • mit anderen darüber diskutieren • Akzeptanz • Unterstützung für das innovative Verhalten vom „System“ erhalten 	<ul style="list-style-type: none"> • Absicht, sich weitere Informationen zu beschaffen • Absicht, die Innovation „auszuprobieren“ 	<ul style="list-style-type: none"> • weitere Informationen einholen • die Innovation „regelmäßig“ anwenden • die Innovation fortgesetzt anwenden 	<ul style="list-style-type: none"> • Erkenntnis über die Vorteile der Innovation • Integration in die „Routine“ • Innovation anderen weiterempfehlen

Quelle: übersetzt und verändert nach ROGERS (2003: 199), basierend auf MCGUIRE (1989: 45)

Nach ROGERS (2003: 28) gibt es drei Innovationsentscheidungen: die freiwillige (*optional*), die gemeinsame (*collective*) und die administrative (*authority*) Entscheidung. Im ersten Fall ist der Entscheidungsträger zwar durch sein Umfeld beeinflusst, die Annahme oder Ablehnung der Innovation bleibt aber seine individuelle Entscheidung. Im zweiten Fall erfordert die Übernahme durch Einzelne erst die Akzeptanz der Mehrheit des Sozialsystems. Im letzten Fall wird die Entscheidung durch wenige gefällt, die aber mit der entsprechenden Handlungsmacht ausgestattet sind. Die Einteilung in Phasen findet sich auch bei anderen Autoren (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Phasenmodelle für den Adoptions- bzw. Diffusionsprozess

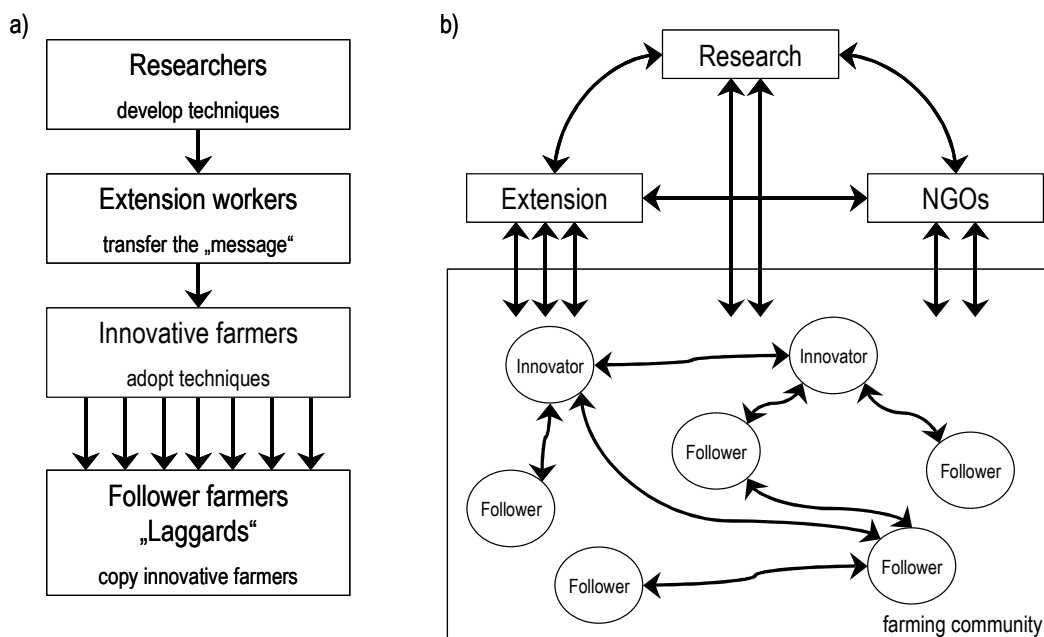
ROGERS (2003)	VAN DEN BAN & HAWKINS (1996)	ALBRECHT (1974)	NEUHAUS-HARDT (1980)	BORCHERDT (1961)	HÄGERSTRAND (1952)
Ebene: Individuum (Adoption)		←----->		soziales System bzw. geografische Einheit (Diffusion)	
Knowledge	Awareness			Gründungsstadium	
Persuasion	Interest	Störphase	Innovations-		
Decision	Evaluation	Kritische Phase	Diffusions-	Anfangsstadium	Primary Stage
Implementatation	Trial	Umschlagphase		Verteilungsstadium	Diffusion Stage
Confirmation	Adoption		Sättigungs-		Condensing Stage
		Auslaufphase	Folgestadium	Sättigungsstadium	Saturation Stage

Quelle: zusammengestellt nach ROGERS (2003); VAN DEN BAN & HAWKINS (1996), ALBRECHT (1974); NEUHAUS-HARDT (1980); BORCHERDT (1961) und HÄGERSTRAND (1952).

Während ROGERS (2003) und VAN DEN BAN & HAWKINS (1996) sich v.a. auf die Phasen im **Adoptionsprozess** beziehen, d.h. die Phasen, die das **Individuum** durchlebt, wenn es sich für oder gegen die Übernahme einer Neuerung entscheidet, beziehen sich NEUHAUS-HARDT (1980), BORCHERDT (1961) und HÄGERSTRAND (1952) auf den **Diffusionsprozess**, d.h. die Ausbreitung einer Innovation in einem bestimmten **sozialen System** bzw. einer **geographischen Einheit**. ALBRECHT (1974) nimmt eine Zwischenposition ein, so wird die Störphase bspw. als eine Phase beschrieben, in welcher der Innovator aus Sicht seiner Umgebung als Störenfried auftritt. Hier wird bei der Phaseneinteilung also auch die Interaktion zwischen Individuum und seinem sozialen Umfeld einbezogen (vgl. BRENKEN 2002: 20). Über die gerichtete Ausbreitung von Innovationen gibt es unterschiedliche **Modelle**. Das sogenannte **lineare Innovationsmodell**, welches davon

ausgeht, dass Innovationen in der Wissenschaft entwickelt, durch Beratung oder Bildungsagenturen verbreitet und von den potenziellen Anwendern umgesetzt werden, also die Informationen einseitig gerichtet von der Forschung über zwischengeschaltete Vermittler in die Praxis fließen, wurde oft angezweifelt und widerlegt (u.a. RÖLING 1996, LEEUWIS 2004). Vielmehr geht man eher von einem „*double flow of information*“ aus (ALLAIRE & BOIFFIN 2004: 520). NAGEL (1979: 136) schreibt dazu „... *the information flow in agriculture is neither one-way nor does it have a definite 'beginning' or 'end'* “. Oft wird im Zusammenhang mit dem linearen Innovationsmodell auch der *transfer of technology* erwähnt, entsprechend der Annahme, dass es sich bei Innovationen häufig um bestimmte, in der Forschung entwickelte, Techniken und Technologien handelt, die dann durch Vermittler oder auch „Innovatoren“ gezielt weiterverbreitet werden (vgl. RIETZ 1997: 45; HAGMANN et al. 1998: 5 f.). Hinter diesem Ansatz steckt die Überzeugung, dass viele Probleme mit neuen Technologien lösbar sind, man spricht auch vom *technological optimism*. Vertreter des *technological skepticism* weisen darauf hin, dass neue Technologien allerdings auch neue Kategorien von Problemen hervorrufen können (MCISAAC & MOREY 1998: 112). Abb. 6 zeigt den Unterschied zwischen dem *linearen* und *multilateralen* Modell der Innovationsentwicklung und -verbreitung. Wie oben beschrieben, geht das konventionelle Modell von einem linearen Wissenstransfer von der Forschung über die Vermittler, die Berater, an die Landwirte aus (Abb. 6a). Unter den Landwirten übernehmen die innovativen Landwirte als erste die Neuerung. Zeitlich verzögert werden erfolgreiche Technologien von der Masse der Betriebe übernommen (*follower*), erst zum Schluss folgen die Nachzügler (*laggards*). Für diesen Verbreitungsweg lassen sich aktuell noch viele Beispiele finden, wie z.B. die Verbreitung neuer Pflanzenschutzmittel, Hochleistungssorten oder auch des teilflächenspezifischen Pflanzenbaus mittels Satellitennavigation (GPS-Technologie), die alle ihren Ursprung in der Forschung haben.

Abb. 6: a) Lineares und b) multilaterales Modell der Innovationsentwicklung und -verbreitung



Quelle: zusammengestellt und verändert nach HAGMANN et al. (1998: 5, 9) und RÖLING (1994)

Abb. 6b zeigt, dass die Wissenschaft jedoch nicht zwingend alleiniger Ausgangspunkt von innovativem Wissen sein muss und dass eine erfolgreiche Verbreitung auch das Ergebnis eines interaktiven Prozesses zwischen allen Beteiligten sein kann. Wissensschaffung und -verbreitung werden als multilateraler Austausch aller Beteiligten begriffen. ALLAIRE & BOIFFIN (2004: 523) schreiben in diesen Zusammenhang: „*In studies on innovation, the linear models of innovation driven by technology and that of innovation driven by demand have been replaced by models that combine both aspects, but which have also rejected the idea of sequential flows of information. Nowadays, the processes of innovation are seen as complex, non-linear and with two-way exchanges. More fundamentally, innovation ... is today considered a network driven process.*”

Früher wurde auch stärker von der Planbar- und Vorhersehbarkeit der Verbreitung einer Neuerung ausgegangen. Es galt eine bestimmte, als wertvoll eingestufte Innovation gezielt bei den potenziellen Anwendern zu verbreiten. Veränderungen wurden nicht als Ergebnis des Zufalls, sondern als Ergebnis von außen geplanter, professioneller Aktionen gesehen (vgl. ROGERS & SHOEMAKER 1971: 227). Heute wird dieser Vorgang als viel komplexer, mit mehr Unsicherheit und sogar Chaos verbunden und daher weniger plan- und vorhersehbar angesehen. LEEUWIS (2004: 774) spricht auch von einem evolutionären Prozess, wobei von verschiedenen Innovationen diejenige gewählt wird, die für eine konkrete Situation am geeignetsten ist. „*The idea is essentially that a variety of innovations and innovation processes compete in a dynamic selection environment in which the ‚best fitting‘ survives*” (vgl. ROTMANS et al. 2001).

Im Hinblick auf die gerichtete Planbarkeit von Innovation sei noch auf den **Markt- und Infrastrukturansatz** nach BROWN (1975) verwiesen (vgl. BREUER 1985: 14 f.). Der Ansatz unterscheidet in die Nachfrage- und Angebotsseite: Die Anbieter (Propagatoren) haben Interesse an der Verbreitung der Innovation und versuchen die Nachfrager (Konsumenten) z.B. durch Werbung und das Einschalten von Agenturen zu beeinflussen. Bei den Agenturen kann es sich um unabhängige Beratungseinrichtungen, wie z.B. die Landwirtschaftskammern in einigen Bundesländern, aber auch um firmeneigene Beratung, wie z.B. durch Pflanzenschutzmittelfirmen, handeln, die ein finanzielles Eigeninteresse an der Verbreitung ihrer Innovationen haben. Auch NAGEL (1979: 138) bezieht sich auf die Nachfrage, den Bedarf (*needs*) bei den Landwirten, der das Angebot der Forschung beeinflusst: „... *we assume that the basic determinants are the knowledge needs of the farmer which, directly or indirectly, influence decisions in the research and development process.*“ Im Gegensatz zum Markt- und Strukturansatz, wo für ein vorhandenes Angebot durch verschiedene Mittel ein Bedarf kreiert werden soll, geht es hier jedoch umgekehrt darum, dass sich das Angebot am Bedarf orientieren sollte.

Bei CHAMBERS et al. (1989) wird die zeitliche Entwicklung der Erklärungsmodelle kurz umrissen. Während in den 50er und 60er Jahren eine gescheiterte Übernahme oft auf die Ignoranz der Übernehmer zurückgeführt wurde, die es durch Beratung aufzuklären galt, wurde dies in den 70er Jahren eher auf Hindernisse auf der Betriebsebene zurückgeführt, die auszuräumen waren, um auf dem Betrieb die Bedingungen zu schaffen, die für eine erfolgreiche Umsetzung der Innovation notwendig schienen (vgl. *individual-blame-hypothesis* vs. *system-blame-hypothesis*). In den 80ern setzte sich schließlich die Erkenntnis durch, dass: „... *the problem is neither the farmer nor the farm, but the technology ...*“ (CHAMBERS et al. 1989: xix), d.h. dass die Innovation zu den konkreten

Bedürfnissen des Landwirtes bzw. den Betriebsbedingungen passen muss. Dabei galt es Wechselwirkungen zu berücksichtigen, die sich als weitaus komplexer erwiesen, als zunächst angenommen, so dass die zuvor unverständliche Ablehnung von Neuerungen vor dem Hintergrund der konkreten Situation nachvollziehbar wurde: „... *farmers have again and again been found to be rational and right in behaviour which at first seemed irrational and wrong to outside professional observers*“ (CHAMBERS et al. 1989: xix). Dem indigenen Wissen wurde mehr und mehr Bedeutung beigemessen. CHAMBERS et al. (1989: xix-xx) schlussfolgern, dass für die Zukunft ein komplementärer Ansatz verfolgt werden sollte: „*The conventional approach has been ‚transfer-of-technology‘ ... In the new, complementary mode, this process is stood on its head. Instead of starting with the knowledge, problems, analysis and priorities of scientists, it starts with the knowledge, problems, analysis and priorities of farmers ... ‘Complementary’ is used, since the transfer-of-technology approach ... will always be needed.*“

2.2.1.2 Einflussnehmende Faktoren im Diffusionsprozess

Die Übernahmbereitschaft von Innovationen kann durch ihre Eigenschaften beeinflusst werden. ROGERS (2003: 219 ff.) unterscheidet fünf Eigenschaften (vgl. Abb. 5): Diese sind: Relativer Vorteil (*relative advantage*), Kompatibilität (*compatibility*), Komplexität (*complexity*), Ausprobierbarkeit (*trialability*) und Beobachtbarkeit (*observability*). Neuerungen mit hohem relativen Vorteil, hoher Kompatibilität, geringer Komplexität, guter Ausprobierbarkeit und guter Beobachtbarkeit weisen eine höhere Übernahmerate auf (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 115).

Box 3: Eigenschaften von Innovationen

Der **relative Vorteil** ist definiert als: „... *the degree to which an innovation is perceived as better than the idea it supersedes*“ (ROGERS 2003: 229). Die Übernahme einer Innovation muss dabei nicht unbedingt eine absolute Verbesserung darstellen, sondern es handelt sich oftmals um ein Trade-off zwischen angenommenem Risiko und Nutzen, so kann die Optimierung in einen Bereich im anderen mit negativen Auswirkungen verbunden sein. Relativer Vorteil meint dabei, dass die Gesamtsituation nach der Übernahme aber als insgesamt besser eingeschätzt wird. Der Abwägungsprozess erfolgt je nach der persönlichen Risikoneigung und ist u.a. geprägt durch die individuelle Wahrnehmung und den Wissenstand zum Zeitpunkt der Entscheidung. So schreiben (MCISAAC & MOREY 1998: 111): „*Though such choices can be informed by available scientific information, they will also be based on the decision makers’ willingness to bear specific costs and risks in order to achieve the perceived benefit. Balancing the costs and risks against perceived benefits is a value-laden endeavor that is usually influenced by culture.*“

Unter **Kompatibilität** ist zu verstehen: „... *the degree to which an innovation is perceived as being consistent with the existing values, past experiences, and needs of potential adopters*“ (ROGERS 2003: 240), also die Vereinbarkeit mit bestehenden Werten, Erfahrungen und Bedürfnissen. So ist z.B. die Schweineproduktion nicht mit den religiösen Werten eines Muslim vereinbar, auch wenn sie eine wirtschaftlich interessante Produktionsalternative darstellen würde (vgl. VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 104) oder empfohlene Maßnahmen zur Vermeidung von Erosion, wie die pfluglose Bodenbearbeitung, kollidieren mit dem tradierten Handlungsmuster „Prinzip sauberer Acker“ (vgl. CURRLE 1995: 212). Auch kann die Übernahme einer Innovation daran scheitern, dass sie nicht mit der bestehenden Betriebsausstattung kompatibel ist: so z.B. die Anschaffung einer neuen Maschine, für die ein Schlepper mit einer höheren Zugkraft erforderlich ist, als im Betrieb vorhanden.

(Fortsetzung der Box auf der nächsten Seite)

Box 3 (Fortsetzung) : Eigenschaften von Innovationen

Komplexität ist nach ROGERS (2003: 257) definiert als *“... the degree to which an innovation is perceived as difficult to understand and use.”* Komplexität hat demnach zwei Aspekte: Verstehbarkeit und Kompliziertheit der Umsetzung. Zum einen muss der Zweck, den die Innovation erfüllt, nachvollziehbar sein und verstanden werden und zum zweiten ist zu klären, inwieweit der Anwender neue spezielle Fähigkeiten erwerben muss, um sie erfolgreich umzusetzen (vgl. MCISAAC & MOREY 1998: 112) oder ob die Komplexität dadurch begründet ist, dass es um eine Paketlösung handelt. So zieht z.B. die Übernahme der Paketlösung integrierter Pflanzenbau eine Reihe von Veränderungen nach sich: unterbleibt eine chemische Herbizidbehandlung muss die Unkrautkontrolle anderweitig, z.B. mechanisch, erfolgen (ALLAIRE & BOIFFIN 2004: 522). Oft sind weniger komplexe Innovationen leichter umsetzbar: *“Changes are less likely to be made when too many changes must be made at once”* (FLORA et al. 2000: 127).

Ausprobierbarkeit ist definiert als *“... the degree to which an innovation may be experimented with on a limited basis”* (ROGERS 2003: 258), d.h. inwieweit die Neuerung im Kleinen erprobt werden kann, bevor sie im Großen übernommen wird. Ist eine Gesamtumstellung auf ein völlig neues System notwendig, stößt dies i.d.R. auf erhebliche Probleme (CHRISTEN 1999: 65). DEISSNER (1991: 47) weist z.B. darauf hin, dass bei der Umstellung auf ökologischen Landbau die Mehrzahl der Betriebe erst kleinere Versuche gemacht haben, bevor der Gesamtbetrieb umgestellt wurde. Bei sukzessiver Übernahme ist es besser möglich, die

Neuerung entsprechend der spezifische regionalen oder betrieblichen Situation noch zu modifizieren. (ROGERS 2003: 180 ff.) würde von *re-invention* sprechen. Die Eigenschaft Ausprobierbarkeit ist eng verknüpft mit der Eigenschaft Komplexität und beide haben großen Einfluss auf das mit der Umsetzung einer Neuerung verbundene Risiko. Kann ein neues Verfahren erst auf einer kleinen Fläche ausprobiert werden, schützt dies vor evtl. hohen Ertragsausfällen, können die Elemente einer technischen Paketlösung, wie z.B. Precision Agriculture unter GPS-Nutzung erst geliehen werden, hilft dies Fehlinvestitionen zu vermeiden.

Unter **Beobachtbarkeit** ist nach ROGERS 2003: 258) folgendes zu verstehen: *“... the degree to which the results of an innovation are visible to others.”* Sind die Vorzüge einer Neuerung klar ersichtlich, z.B. in Form höherer Erträge, motiviert dies zum Weitermachen. Oft sind die Effekte aber nur schwer abzuschätzen, weil sie durch eine Vielzahl an Faktoren beeinflusst werden, so z.B. der Ertrag durch die Sortenwahl, den Bodenzustand, die Düngung oder die Witterung (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 75). In diesem Zusammenhang ist die Wahrnehmung auch von entscheidender Bedeutung, denn Menschen reagieren nicht auf Ereignisse, die nicht unmittelbar wahrnehmbar sind (HEILAND 1999). So geht ROGERS (2003: 266) davon aus, dass präventive Innovationen zur Vermeidung zukünftiger Schäden viel langsamer verbreitet werden als nicht-präventive, deren Wirkung sofort feststellbar ist. Der Zeithorizont ist hier ebenfalls ausschlaggebend.

ROGERS (2003: 279 ff.; vgl. auch ALBRECHT 1974: 22) hat weiterhin eine Einteilung der potenziellen Übernehmer in **Übernehmerkategorien** (*adopter-categories*) vorgenommen (Box 4).

Box 4: Übernehmerkategorien

ROGERS (2003: 279 ff.) unterscheidet fünf Kategorien von Übernehmern: Innovatoren (*innovators*), frühe Übernehmer (*early adopters*), frühe Mehrheit (*early majority*), späte Mehrheit (*late majority*) und die Nachzügler bzw. Zauderer (*laggards*) Jeder Kategorie fügt er ein Attribut zu, das ihr Wesen am ehesten beschreiben soll. So werden die Innovatoren als draufgängerisch (*venturesome*), die frühen Übernehmer als respektiert (*respected*), die frühe Mehrheit als besonnen (*deliberate*), die späte Mehrheit als skeptisch (*sceptical*) und die Zauderer als traditionsbewusst

(*traditional*) bezeichnet. Die Zuteilung zu diesen Kategorien wird in Abhängigkeit von Innovationsbereitschaft (*innovativeness*), die definiert ist als: *“... the degree to which an individual or other unit of adoption is relatively earlier in adopting new ideas than other members of a social system”* (ROGERS 2003: 280) bzw. an der Übernahmerate (*rate of adoption*): *“... the relative speed with which an innovation is adopted by members of a social system”* getroffen (ROGERS 2003: 221).

(Fortsetzung der Box auf der nächsten Seite)

Box 4 (Fortsetzung) : Übernehmerkategorien**Innovatoren (*innovators*)**

Innovatoren zeigen eine sehr hohe Risikobereitschaft: „[Sie] müssen es sich finanziell, sozial und persönlich leisten können, auch einmal einen herben Rückschlag zu erleiden. Die Wirkung der Innovatoren auf die lokale Gemeinschaft ist zwiespältig. Innovatoren können bei respektablem Herkunft (,alteingesessenen Familie') und Erfolg eine Vorbildfunktion haben. Oftmals erfährt der Innovator jedoch, dass ,der Prophet nichts gilt im eigenen Land'. Er ist seiner Zeit und Mitwelt zu weit voraus, um verstanden und akzeptiert zu werden. Dies gilt insbesondere für Innovatoren, die nicht in der lokalen Gemeinschaft verwurzelt sind (,Zugereiste)“ (BRENKEN 2002: 29 ff.). Scheitern Innovatoren mit ihrem Vorhaben, stehen sie oft als „Nichtskönner und Dilettant“ da (ALBRECHT 1974: 25).

Frühe Übernehmer (*early adopters*)

Frühe Übernehmer sind ebenfalls risikofreudig, jedoch bedächtiger. Sie orientieren sich weniger an überregio-

nen Strömungen, sondern sind eher bodenständig und werden oft problemlos als lokale Meinungsführer akzeptiert (ROGERS 2003: 283 f.).

Frühe Mehrheit (*early majority*)

Die frühe Mehrheit beobachtet die Innovatoren und frühen Übernehmer genau und braucht erst die Gewissheit, dass die Neuerung auch wirklich praxistauglich ist, bevor sie sich zur Anwendung entschließt (BRENKEN 2002: 30).

Späte Mehrheit (*late majority*)

Die späte Mehrheit ist skeptisch und muss häufig erst überredet werden bzw. beugt sich dem Zeitgeist bzw. dem Druck der Kollegen, um nicht ins soziale Abseits zu geraten (ROGERS & SHOEMAKER 1971: 184). Die Nachzügler sind traditionsverbunden und dem Unbekannten gegenüber sehr misstrauisch. Sie hinken der Entwicklung hinterher und wenn sie sich zur Umsetzung entschließen, ist oft schon eine neue Technik auf dem Markt (BRENKEN 2002: 30 f.).

ROGERS (2003: 287 ff.) hat seine Kategorienbildung an drei Aspekten individueller Eigenschaften festgemacht: Persönlichkeit, Kommunikationsverhalten und sozioökonomischer Status (Box 5).

Box 5: Persönlichkeit, Kommunikationsverhalten und sozioökonomischer Status**Persönlichkeit**

ROGERS (2003 : 298 f.) geht davon aus, dass Personen mit hohem Empathie- und Abstraktionsvermögen, die wenig dogmatisch oder fatalistisch und sehr selbstbewusst sind, die eine hohe Erwartungshaltung sich selbst gegenüber besitzen, eine generell positive Einstellung zu Veränderungen und dazu großes Interesse an der Wissenschaft haben, gut mit Unsicherheiten und Risiken umgehen können und zudem intelligent und rational handeln eher eine Neuerung übernehmen als solche, denen diese Eigenschaften fehlen. Obwohl oft Annahmen getroffen werden, dass jüngere Leute innovativer seien als ältere (vgl. VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 101), nimmt ROGERS (2003: 298) an, dass das Alter keinen Einfluss auf die Übernahmereitschaft hat.

Kommunikationsverhalten

Weiterhin geht ROGERS (2003: 36) davon aus, dass das Kommunikationsverhalten Einfluss auf die Übernahmerate hat. So differieren Personen darin, welche Kommunikationskanäle sie bevorzugt nutzen, wobei diese als „*the means by which messages get from one*

individual to another“ definiert sind. ROGERS unterscheidet zwischen Massenmedien (*mass media channels*, wie z.B. TV, Radio, Presse etc.) und der interpersonellen Kommunikation (*interpersonal channels*) zwischen zwei oder mehr Individuen. Die Nutzung der ersteren ist v.a. in der Wissens-, die letzteren in der Überzeugungsphase von Bedeutung. Weiterhin teilt er die Informationsquellen in lokal (*localite*, wichtiger in der Überzeugungsphase) und überregional (*cosmopolite*, wichtiger in der Wissensphase der Diffusion) ein (ROGERS 2003: 217).

Die zentrale Stellung der Kommunikation wird auch von anderen betont, so u.a. von LEEUWIS (2004: 774) im Zusammenhang mit der Bildung von Netzwerken, sozialem Lernen und Verhandeln. Die Beteiligung an Netzwerken wird oft dadurch behindert, dass der Einzelne nicht davon überzeugt ist, dass er für andere von Bedeutung sein könnte oder bestimmte Gruppen verweigern sich gegenüber Außenseitern, die aber wichtige neue Impulse einbringen könnten.

(Fortsetzung der Box auf der nächsten Seite)

Box 5 (Fortsetzung): Persönlichkeit, Kommunikationsverhalten, sozioökonomischer Status

In diesem Zusammenhang spricht (ROGERS 2003: 362) von Homo- und Heterophilie, d.h. inwieweit es Personen vorziehen, mit ihnen sehr ähnlichen (*homophily*) oder eher verschiedenen Personen (*heterophily*) Umgang zu pflegen, wobei Homophilie als Innovationsbarriere „*Homophily can act as an invisible barrier to the rapid flow of innovation within a social system, as similar people interact in socially horizontal patterns ...*“ Gerade die Entwicklung von unterschiedlichen Perspektiven auf die Wirklichkeit durch die Interaktion mit anderen im gegenseitigen Vertrauen ist nach LEEUWIS (2004: 774) aber besonders wichtig beim Umgang mit Veränderungen. Er spricht von *social learning* und meint hier nicht das Lernen im Sinne von Wissenstransfer oder Unterricht. Da Veränderungen i.d.R. auch Spannungen zwischen den Beteiligten verursachen, dies umso mehr wenn Innovationen nicht nur zur Optimierung des Vorhandenen dienen sollen, sondern auch zur Veränderung von Zielen, Einstellungen oder sogar Rahmenbedingungen, ist auch die Verhandlungsfähigkeit eine wichtige persönliche

Kommunikationseigenschaft (LEEUWIS 2004): 775). Nach ROGERS (2003: 298 f.) sind unter den frühen Übernehmern eher sozial engagierte, in viele Netzwerke eingebundene, kontaktfreudige und welt-offene Personen. Diese suchen aktiv nach neuen Informationen, nutzen vermehrt Massenmedien und haben häufig Kontakte zu Beratungseinrichtungen. Darüber hinaus fungieren sie oft als Meinungsführer.

Sozioökonomischer Status

Ein weiterer von ROGERS (2003: 288 f.) berücksichtigter Aspekt ist der sozioökonomische Status. Danach haben die früheren Übernehmer i.d.R. mehr Ausbildungsjahre absolviert und verbunden damit einen höheren Bildungsstand erreicht, sie sind aufstrebend und ehrgeizig und bewirtschaften eher große Betriebe, insgesamt nehmen sie einen höheren Sozialstatus ein (vgl. ALBRECHT 1974: 21). Status ist dabei definiert als: „*The place that a person or social category holds in a society or within a certain group in relation to that held by others*“ (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 284).

Im Sinne der geplanten und gerichteten Verbreitung von der Angebotsseite her spielen zwei weitere Personengruppen eine wichtige Rolle (ROGERS 2003: 365-401; ALBRECHT 1974: 23): Die sogenannten **Innovationsagenten** (*change agents*) und **Meinungsführer** (*opinion leaders*). Innovationsagenten handeln im Auftrag von Agenturen, um die von ihnen als wichtig erachteten Innovationen gezielt zu verbreiten: „*A change agent is an individual who attempts to influence clients' innovation-decisions in a direction that is deemed desirable by a change agency*“ (ROGERS 2003: 38). Dabei streben diese häufig an, zunächst die Meinungsführer in einem bestimmten sozialen System zu überzeugen: „*A person who has relatively large influence on the opinions of others in the group to which he or she belongs. Opinion leaders are seen as important contributors to the formation of public opinion about new ideas, situations, etc.*“ (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 281), da diese einen großen Einfluss auf das Meinungsklima haben und stark in Netzwerke eingebunden sind, also mit vielen Personen Kontakt haben und damit die Verbreitung der Innovation beschleunigen können.

Des Weiteren wird das Verhalten des Einzelnen bei der Übernahme von Neuerungen stark durch das **soziale System** beeinflusst, in das dieser Prozess eingebettet ist. Ein soziales System ist definiert als: „*A set of interrelated units involved in joint problem solving to accomplish a common goal*“ (ROGERS 2003: 37). Jedes soziale System hat Struktur, d.h. besteht aus verschiedenen Einheiten, die einen Rahmen der Stabilität und Regelmäßigkeit für individuelles Verhalten darstellen. Die Sozial- und Kommunikationsstrukturen des Systems können die Verbreitung der Innovation behindern oder fördern. Dabei ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass jedes Individuum seine Umgebung anders wahrnimmt. VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 77 f.) erwähnen dazu die sogenannte *cognitive map*. Jede Person hat eine Art „Landkarte der Wahrnehmung“ über

ihre physische und soziale Umwelt im Kopf, auf deren Basis sie ihre Entscheidungen trifft. Diese Karte basiert auf Wahrnehmung und bestimmt die Wahrnehmung und wird bei entsprechendem Feedback aus unserem Umfeld angepasst (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 116). Ein weiterer Aspekt sind vorhandene Normen und Werte. Unter Normen verstehen VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 284): „*Rules of behaviour. Ways of behaving in certain situations, or ways we are expected to behave. A norm can apply to a society (general norm), for certain groups or for a small group (such as a family, or school). In the second case it is called a group norm.*“ Einen Wert definieren sie als: „*An abstract, generalized behaviour principle to which the members of a group have a strong positive emotional attachment. It is also used as a measure for judging the desirability of specific actions or goals*“ (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 284). Normen und Werte nehmen auch Einfluss darauf, welche Innovationen als wert erachtet werden, verbreitet zu werden. So ist z.B. die Verbreitung von Drogen gesellschaftlich unerwünscht. Normen und Werte eines sozialen Systems können sich über die Zeit verändern. Bspw. erschien die Verbreitung der Atomkraft vor wenigen Jahrzehnten noch erstrebenswert, während dies heute überwiegend kritisch gesehen wird.

2.2.1.3 Schwächen der Innovationstheorie

ROGERS (2003:106 ff.) selbst führt mehrere Schwächen seiner Theorie an. Die erste Schwäche nennt er *pro-innovation bias*, d.h. die prinzipielle Annahme, dass eine Innovation gut ist und verbreitet werden sollte. Der Begriff Innovation wird gleichgesetzt mit ‚modern, aufgeschlossen, rational, fortschrittsorientiert‘, eine ablehnende Haltung gegenüber Neuerungen mit ‚rückständig, ungebildet, irrational‘ (BREUER 1985: 16). Die Ablehnung einer Innovation kann aber durchaus sinnvoll sein, wenn z.B. der Aufwand für die Integration in die bestehende Routine zu groß wäre. Eine weitere Schwäche ist die *individual-blame bias* (ROGERS 2003: 118), d.h., dass die Schuld bei Problemen eher dem Individuum als dem System zugeschrieben wird. So werden Innovatoren als Fortschrittliche (*progressist*), Leuchttürme (*lighthouse*) oder Pioniere (*advance scouts*) bezeichnet, während die Zauderer als Drohnen (*drones*) oder Engstirnige (*parochial*) betitelt werden (ROGERS 2003: 272). Hinzu kommt die *empty vessel fallacy*, d.h. der Trugschluss, dass Individuen bei jedem Wissens sind, es sich um ‚leere Gefäße‘ handelt und damit der Ignoranz des indigenen Wissens (ROGERS 1995: 240 f.).

2.2.2 Akzeptanztheorie: Akzeptanz für die Umsetzung umweltschonender Produktionsverfahren

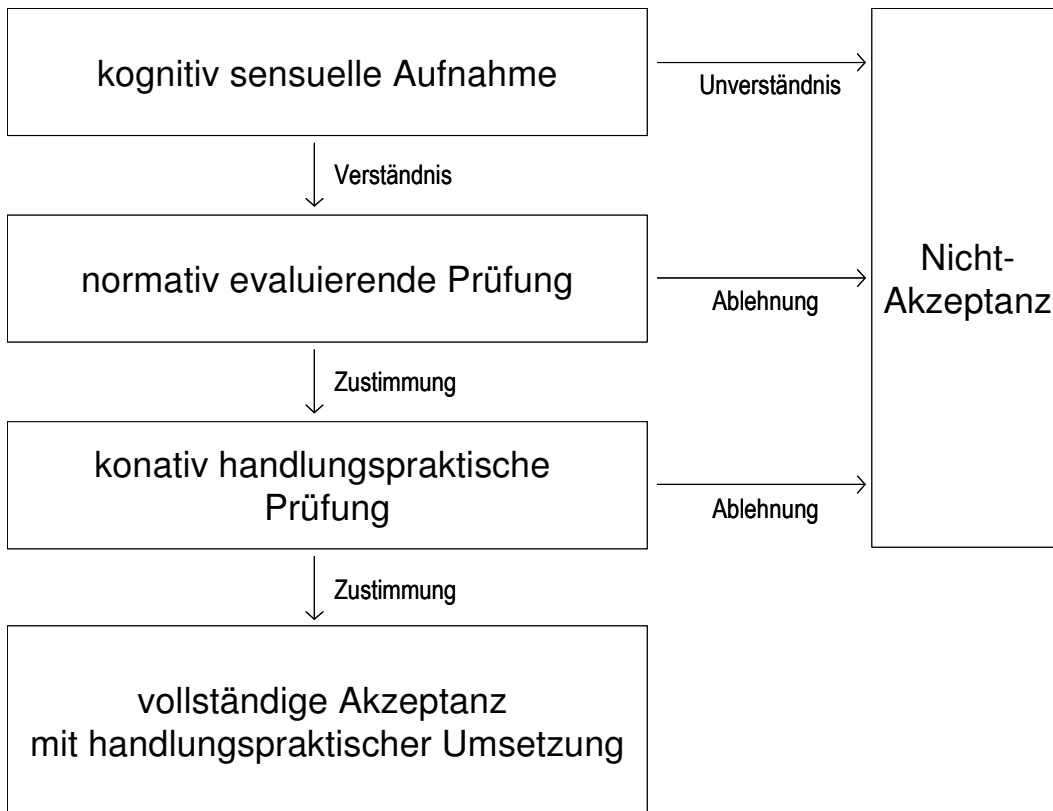
Etwas akzeptieren bedeutet „*etwas annehmen, billigen, hinnehmen*“; **Akzeptanz** ist die „*Bereitschaft, etwas (ein neues Produkt o.Ä.) zu akzeptieren*“ (DUDEN 2001). In der Literatur sind für den Begriff Akzeptanz eine Vielzahl von Definitionen zu finden (u.a. LUCKE 1995: 74 ff.; ESSER 1999: 12 ff.; PRAGER 2002: 6 ff.). ESSER (1999: 12) weist darauf hin, dass insgesamt „... *die genaue Bedeutung ... merkwürdig ungenau ...*“ bleibt.

Nach ENDRUWEIT & TROMMSDORFF (1989: 9) ist Akzeptanz „... *die Eigenschaft einer Innovation, bei ihrer Einführung positive Reaktionen der davon Betroffenen zu erreichen*“ und bezieht damit den Begriff Akzeptanz als eine Eigenschaft auf ein Objekt, die Innovation. Bei RENTSCH (1988: 10) wird Akzeptanz verstanden als: „... *Ausdruck einer positiven Einstellung eines Individuums einem*

Objekt gegenüber. Diese Einstellung ist das Ergebnis von sozialer Wahrnehmung Das Produkt von Wahrnehmung und [anschließender] Bewertung ist die Einstellung, die sich als Akzeptanz äußern kann.“ LUCKE (1995: 395) schließlich grenzt sich von dieser entweder objekt- (Akzeptanz als Eigenschaft einer Innovation) oder subjektbezogenen (Akzeptanz als Einstellung eines Individuums) Definition ab und schreibt dazu: *„Insgesamt bezeichnet der Akzeptanzbegriff ... mehr das durch Themen, Probleme und andere potentielle Akzeptanzobjekte bei angebbaren Akzeptanzsubjekten in bestimmten Kontexten in unterschiedlichem Maße aktualisierbare und faktisch aktualisierte Einstellung- und variable Handlungspotential denn die unabhängig hiervon feststehende Eigenschaft von Personen oder Dingen.“* Auf diesen dreifach abhängigen Prozess zwischen Akzeptanzsubjekt, -objekt und umgebenden Kontext beziehen sich schließlich auch ESSER (1999: 15 ff.) und PRAGER (2002: 10 ff.). ESSER (1999: 37 f.) schreibt: *„Akzeptanz ist das Ergebnis eines zwischen dem akzeptierenden Subjekt, dem zu akzeptierenden Objekt und dem beide umgebenden Kontext dreifach gebundenen Prozesses. Ändern sich die Bedingungen einer dieser drei Faktoren, steht die Akzeptanz erneut in Frage, der Prozeß des Akzeptierens beginnt erneut. Von den Akzeptierenden aus betrachtet hat dieser Prozeß grundsätzlich drei Schritte, die verstehende (kognitive) Aufnahme, die wertschätzende (normative) Prüfung und die handlungspraktische (konative) Prüfung und Übernahme. Erst wenn alle drei Schritte vollständig durchlaufen sind, kann die Neuerung als akzeptiert gelten Die Aufnahme von Wissen und Übernahme von Normen, bei denen gegebenenfalls eigene Überzeugungen und Einstellungen hinterfragt und geändert werden müssen, machen Akzeptanz zu einem grundsätzlich freiwilligen Akt.“*

2.2.2.1 Akzeptanz als Prozess

Abb. 7 zeigt den Prozess des Akzeptierens in seinen drei Schritten auf kognitiver (verstehender), normativer (bewertender) und konativer (handlungspraktischer) Ebene. Im ersten Schritt (kognitive, d.h. sensuelle Aufnahme) gelangt das Wissen über das Akzeptanzobjekt zum Akzeptanzsubjekt und wird von diesem wahrgenommen. Im zweiten Schritt (normative, d.h. evaluierende Prüfung) wird das neue Wissen mit den eigenen Werten und Einstellungen abgeglichen. Dieser Schritt ist sowohl rational als auch emotional geprägt. Es folgt der dritte Schritt (konative, d.h. handlungspraktische Prüfung). Hier wird das Akzeptanzobjekt erstmals umgesetzt und auf seine Praktikabilität und Integrierbarkeit in Vorhandenes geprüft (ESSER 1999: 24 ff.; 82 ff.). Die Akzeptanz kann auf allen drei Ebenen scheitern: z.B. kognitiv, wenn das Akzeptanzobjekt nicht verstanden wird oder nicht nachvollziehbar für das Akzeptanzsubjekt ist; normativ, wenn es nicht mit den vorhandenen Werten und Normen übereinstimmt oder konativ, wenn es sich praktisch nicht umsetzen lässt. Die Folge ist Nicht-Akzeptanz. Erst wenn der Prozess auf allen drei Ebenen durchlaufen wurde, ist das Akzeptanzobjekt im Sinne der Definition vom Akzeptanzsubjekt vollständig akzeptiert (ESSER 1999: 25 f.).

Abb. 7: Der Dreierschritt der Akzeptanz

Quelle: leicht verändert nach ESSER (1999: 26)

2.2.2.2 Merkmale und Typisierung von Akzeptanz

ESSER (1999: 17-22) stellt, basierend auf LUCKE (1995: 88-98), insgesamt neun wesentliche **Merkmale von Akzeptanz** heraus (Box 6).

Box 6: Merkmale von Akzeptanz

1. Akzeptanz ist objekt-, subjekt- und kontext-bezogen: Akzeptanzobjekte können dabei Personen, Gegenstände, bestimmte Handlungen, Themen, Traditionen usw. sein. Der Begriff Akzeptanzsubjekt bezieht sich i.d.R. auf Einzelpersonen oder Gruppen. Die Reaktion von Subjekt zu Objekt ist immer konkret, d.h. an den sozialen und kulturellen Kontext gebunden, dieser kann sich je nach betrachteter Gesellschaftsgruppe oder in Abhängigkeit der Zeit verändern.

2. Akzeptanz ist das Ergebnis eines wechselseitigen Prozesses: Akzeptanz kann weder ausschließlich am Objekt noch am Subjekt festgemacht werden, es spiegelt immer die Wechselbeziehungen im jeweiligen Kontext wider.

3. Akzeptanz ist die subjektive Seite der Legitimation: Akzeptanz ist grundsätzlich freiwillig und kann

jederzeit wieder entzogen werden. Somit kann sie als Voraussetzung für das Funktionieren sozialer Systeme gelten, denn ohne sie würden soziale Normen oder Gesetze keine Verbindlichkeit erlangen.

4. Akzeptanz ist tendenziell wertkonservativ: d.h. das zu Akzeptierende sollte möglichst mit den bestehenden Werten in Einklang gebracht werden können.

5. Was nach Akzeptanz aussieht, muss keine sein: Akzeptanz ist nicht allein an der Handlung ablesbar. Augenscheinlich kann etwas als akzeptiert gelten, wenn eine Handlung auf Anordnung hin erfolgt, aber die dahinter stehenden Ziele nicht akzeptiert sind, also nicht aus Überzeugung gehandelt wird.

(Fortsetzung der Box auf der nächsten Seite)

Box 6 (Fortsetzung): Merkmale von Akzeptanz

6. Akzeptanz enthält auch aktive Komponenten:

Akzeptanz kann nicht nur als das passive Hinnehmen, sich in Anordnungen fügen etc., interpretiert werden, sondern enthält auch aktive Momente im Sinne des sich bewusst mit etwas Auseinandersetzens und Aneignens.

7. Akzeptanz ist das Resultat rationaler Einsicht und innerer Überzeugung: Die Akzeptanz wird einerseits aufgrund des kognitiven Verständnisses (Wissen und Verstand) und andererseits durch normative Zustimmung (vereinbar mit eigenen Werten) gewährt. Dies muss für andere nicht immer nachvollziehbar sein, da dieser Prozess auch emotional geprägt ist.

8. Akzeptanz drückt sich in realen Verhaltensweisen aus:

Konsequenz von Akzeptanz ist eine konkrete Handlung, einverständniszeigendes Handeln lässt jedoch im Umkehrschluss (vgl. Punkt 5.) nicht in jedem Fall auf Akzeptanz schließen.

9. Akzeptanzerwartungen enthalten normative Elemente:

Akzeptanz kann durch geltende Normen beeinflusst sein. Individuen „wissen“ was in bestimmten Situationen (z.B. nach Brauch, Sitte und Gewohnheit) zu akzeptieren ist.

LUCKE (1995) hat weiterhin eine **Typisierung von Akzeptanz** vorgenommen, zum einen gegliedert nach Zielen und den zur Erreichung der Ziele eingesetzten Mitteln (Ziel-Mittel-Akzeptanz) sowie auch nach den Motiven für das Akzeptanzverhalten. Bei der Ziel-Mittel-Akzeptanz werden vier Typen unterschieden (LUCKE 1995: 218 f.). Im Idealfall sind bei der *konformistischen* Akzeptanz sowohl die Ziele als auch die Mittel akzeptiert. Bei der *ritualisierten* Akzeptanz sind nur die Mittel, nicht jedoch die Ziele akzeptiert. Sie wird deshalb so bezeichnet, weil die Mittel oft weiterhin ritualisiert angewendet wurden, selbst wenn die Ziele über die Zeit schon in Vergessenheit geraten sind. Bei der *wertmäßigen* Akzeptanz sind zwar die Ziele akzeptiert, nicht aber die Mittel, die zu deren Erreichung eingesetzt werden sollen. Beispielsweise ist „Naturschutz“ oft als prinzipielles Ziel akzeptiert, die konkreten Mittel (Maßnahmen), um Naturschutz zu betreiben, allerdings umstritten (ESSER 1999: 94). Bei *Nicht-Akzeptanz* schließlich sind weder die Ziele noch die Mittel akzeptiert. Nur, wenn sowohl die Ziele als auch die Mittel akzeptiert sind, liegt vollständige Akzeptanz vor (PRAGER 2002: 16 f.). Bei der **Typisierung nach Motiven**, d.h. der Art der Zustimmung (LUCKE 1995: 219 ff.) werden drei Typen unterschieden. Die *strategische* Zustimmung wird gewährt, um etwas Bestimmtes zu erreichen, z.B. erfolgt eine Zustimmung zu der von einem „relevanten Anderen“ vertretenen Meinung, um von diesem Unterstützung für etwas anderes zu erhalten. Bei der *nachfolgenden* Zustimmung wird diese nicht aus eigener Überzeugung gegeben, sondern um einem Vorbild nachzueifern oder auch im umgekehrten Fall, um einem verhassten Befürworter zu schaden. Die Entscheidung kann in diesem Fall meistens nicht argumentativ gegenüber anderen verteidigt werden. Die *erzwungene* Zustimmung wird unter Druck gewährt. Sind die Umstände weniger restriktiv, wird die Akzeptanz meistens wieder entzogen. Diese drei Typen werden auch als „*das zur Schau getragene Akzeptanzverhalten*“ (ESSER 1999: 99) bezeichnet, d.h. das „*Einverständnis handeln ohne innere Überzeugung*“ (ESSER 1999: 39).

2.2.2.3 Akzeptanzrelevante Einflussfaktoren

Wie in Abb. 7 dargestellt, ist Akzeptanz ein dreiteiliger Prozess, der fallweise und freiwillig gewährt wird und dessen Ausgang durch eine Reihe von Faktoren beeinflusst wird (ESSER 1999: 99). Für eine gliedernde Darstellung der einflussnehmenden Faktoren bietet sich eine Reihe

möglicher Varianten an, die je nach Fragestellung unterschiedlich sein können (vgl. PRAGER 2002: 25). Nimmt man die drei Schritte der Akzeptanz als Gliederungskriterium, so spielen auf der kognitiven Ebene v.a. individuelle Faktoren eine Rolle. Dazu zählen der Wissens- und Informationsstand, Wahrnehmung, evtl. Wahrnehmungsverzerrungen und -blockaden, Sättigungseffekte (Informationsüberangebot), vorhandene Vorurteile; aber auch Parameter, die das Akzeptanzsubjekt anderen Beteiligten zuschreibt, wie Kompetenz, Glaubwürdigkeit und bestimmte Rollen etc. (vgl. ESSER 1999: 82). Auf der normativen Ebene spielen vermehrt auch Einflussfaktoren des Umfeldes mit. Dazu zählen z.B. unterschiedliche Interessenslagen, Gewohnheiten, Rechtfertigungsfähigkeit, bisherige Verbreitung des Akzeptanzobjektes, Meinungsklima oder Gruppenkonsens (vgl. ESSER 1999: 83). Auf der handlungspraktischen Ebene schließlich sind die Rahmenbedingungen sehr wichtig (ESSER 1999: 85). Aber auch hier nehmen die Eigenschaften des Akzeptanzobjektes wie auch die Fähigkeiten des Akzeptanzsubjektes Einfluss. PRAGER (2002: 25 f.) bezieht ihre Einteilung auf Akzeptanzsubjekt, -objekt und die Rahmenbedingungen. Faktoren, die dem Akzeptanzsubjekt zugeordnet werden können, sind bspw. persönliche Einstellung, individuelle Erfahrung, Wahrnehmung, Wertvorstellungen, weiterhin Alter, Ausbildung und Qualifikation, Umwelt- bzw. Problemwissen, Umweltbewusstsein, Selbstverständnis, persönliche Betroffenheit, Kommunikationsbeziehungen oder Gruppenzugehörigkeit. Im Bezug auf das Akzeptanzobjekt weist sie darauf hin, dass es hier besonders schwierig sei, allgemeine Faktoren aufzuzählen, da je nach Art des Objektes ganz andere Faktoren ausschlaggebend sind. Zu den Rahmenbedingungen nennt sie u.a. natürliche Verhältnisse, regionale Besonderheiten, Infrastruktur, betriebliche Faktoren, soziales Umfeld, Entwicklungsperspektiven, Informationsquellen, Beratungsangebote und Förderprogramme. LUCKE (1995: 362-387) schlägt eine thematische Einteilung in sieben akzeptanzbeeinflussende Faktorengruppen vor (Box 7).

Box 7: Akzeptanzbeeinflussende Faktorengruppen nach (LUCKE 1995)

1. Auf der **Legitimations- und Umsetzungsebene** ist die Begründungsbedürftigkeit für das Akzeptanzobjekt umso höher, je weniger vereinbar es mit den üblichen Praktiken und der allgemeinen Meinung ist. Des Weiteren fällt die Akzeptanz umso leichter, je eher sich die Übernahme des Objektes mit bestehenden Denkmustern und Moralvorstellungen rechtfertigen lässt und desto besser es sich handlungspraktisch in das Bestehende integriert.

2. Auf der **Situations- und Problemebene** kann es sich bei den gesellschaftlichen Rahmenbedingungen um sozio-ökonomische Bedingungen, wie z.B. Fördermittel, Absatzchancen, Preise, Rentabilitäten etc., bzw. um politisch-rechtliche Bedingungen, wie politische Ziele, rechtliche Bestimmungen o.ä. handeln. Die Betroffenheit bezieht sich auf die Empfindungen des Akzeptanzsubjektes und kann daher fiktiv oder real sein.

Sie ist u.a. abhängig von der zeitlichen und räumlichen Nähe, dem Informationsstand sowie dem gruppenspezifischen Sensibilisierungsgrad. Mit Veränderbarkeit und vermeintlicher Unabwendbarkeit ist gemeint, dass die Akzeptanzbereitschaft sinkt, wenn ein Problem oder Zustand als unveränderbar oder unabwendbares Schicksal wahrgenommen wird. Die Verfahrensbeteiligung, d.h. der Grad der Beteiligung, Einbeziehung und Partizipation ist ein wichtiger Motivationsfaktor in Akzeptanzprozessen, z.T. reicht die „*Vermittlung des Eindrucks der Beteiligung*“ als motivierender Impuls aus. Die Relevanzzuschreibung, d.h. die einem Thema zugeschriebene Wichtigkeit, wird stark durch das öffentliche Meinungsbild beeinflusst.

(Fortsetzung der Box auf der nächsten Seite)

Box 7 (Fortsetzung): Akzeptanzbeeinflussende Faktorengruppen nach (LUCKE 1995)

3. Auf der **Verhaltens-, Norm- und Wertebene** ist Gewohnheit und Heimatgefühl ein Einflussfaktor. Neuerer, die mit der Gewohnheit brechen, müssen sich oft gegenüber der Gemeinschaft rechtfertigen. Auch kann die Akzeptanz von Objekten scheitern, wenn diese nicht mit dem Bild der Betroffenen von ihrer Umgebung, ihrer Heimat, kompatibel sind. Ein weiterer Faktor ist die aktuelle und künftige Verbreitung: je weiter sich die Neuerung ausbreitet, desto selbstverständlicher wird sie. Auch Erfolg und Prozessdauer, d.h. der vorzeigbare Erfolg und die Zeit, die der Prozess schon andauert oder durchgeführt wird, wirken akzeptanzfördernd. Akzeptanz nimmt mit zunehmender Bestraf- und Moralisierbarkeit zu, d.h. je mehr sich die Neuerung mit der Sozialnorm und geltendem Recht vereinbaren lässt

4. Auf der **Akteursebene** spielt die Kompetenz(-unterstellung) eine Rolle, die z.B. nach Titeln, Berufsabschlüssen oder praktischer Erfahrung der beteiligten Personen erfolgt. Auch die Glaubwürdigkeit, die auf Aussagen, Taten, Verhalten, Ansehen, persönlicher Integrität, Prominenz der Beteiligten fußt, ist wichtig. Dies gilt ebenso für deren Verlässlichkeit, d.h. dem Einhalten von Zusagen sowie die Zurechenbarkeit und Verantwortbarkeit, z.B. ob im Schadensfall jemand verantwortlich und haftbar gemacht werden kann. Weiterhin ist das Auftreten und die Haltung der Akteure zueinander, wie wird miteinander kommuniziert, Umgang mit Voreingenommenheit ist von Bedeutung. Schließlich können noch individuelle Interessenslagen, z.B. die Bildung von strategischen Allianzen oder die Beeinflussung des Meinungsklimas den Akzeptanzprozess beeinflussen.

5. Auf der **Bezugsgruppenebene** spielen Gruppenkonsens und Konformitätsdruck eine Rolle, wenn z.B. die Übernahme und Zustimmung aus Angst geschieht, das Ansehen in der Gruppe zu verlieren. Weiterhin steigt die Akzeptanz i.d.R. mit der räumlichen oder sozialen Distanz. Es wird eher etwas befürwortet, von

dem man nicht unmittelbar betroffen ist. Hierarchie, Abhängigkeit und Meinungsführerschaft macht sich bemerkbar, wenn z.B. der Einfluss von Vorgesetzten, Grundbesitzern, wichtigen Arbeitgebern, Politikern, Verwaltungsbeamten etc. geltend gemacht wird.

6. Auf der **Wahrnehmungs- und Einstellungsebene** gibt es u.a. Wahrnehmungsblockaden und Sättigungseffekte, welche die Aufnahmebereitschaft von Personen beeinflussen, sich mit neuen Themen zu beschäftigen. Zusätzlich wird oft allgemeinen Meinungstrends gefolgt bzw. widersprochen („Querulantum“). Vorurteile führen evtl. zu Wahrnehmungsverengung, tendenziell wird alles so ausgelegt, dass es vorgefasste Meinungen stützt. Unter Umständen werden auch extreme Standpunkte unterstellt und Quasirollen wie „grüner Spinner“ verteilt. Wird eine einmal angekündigte Meinung oder ein gesetztes Limit nicht mehr zurückgenommen, spricht man auch von sogenannten „Sperrlinkeneffekten“. Der Wissens- und Informationsstand bestimmt u.a. die verfügbaren Fakten zum Argumentieren. Menschen mit unterschiedlicher Vorbildung oder abweichenden Informationsstand nehmen den gleichen Sachverhalt oft unterschiedlich wahr. Auch die Wissensvermittlung und –darstellung, z.B. die gewählte Sprache, der didaktischer Aufbau des vermittelten Wissens beeinflusst die Verständlichkeit und damit die Akzeptanz.

7. Auf der **Biographieebene** spielt die sozialstrukturelle Zugehörigkeit eine Rolle, d.h. der Einfluss durch das unmittelbare persönliche Umfeld, Interessensgruppen oder die soziale und ökonomische Schicht. Und schließlich sind die soziobiographischen Erfahrungen zu nennen: Lebenslauf, Beruf, Verbundenheit mit einer Region, Lebensstil, Traditionen sowie auch die individuellen Erfahrungen, der Kontext, in dem sie erworben wurden, die Zeit, die seit bestimmten Erlebnissen verstrichen ist; dies alles nimmt Einfluss auf die Einstellungen und bewirkt damit oft eine fokussierte Aufnahmebereitschaft.

Weitere Einteilungen sind in der Literatur zu finden: z.B. die nach „Akzeptanzproblemen“ (SCHERFROSE & STEER 1998) oder nach wirtschaftlichen und nicht-wirtschaftlichen Motiven (MÄHRLEIN 1993). „*Unabhängig davon, welche Einteilung gewählt wird, sind Überschneidungen und Querbeziehungen unvermeidbar, da sich ein Faktor nicht losgelöst von anderen betrachten lässt, weil immer eine gegenseitige Beeinflussung stattfindet*“ (PRAGER 2002: 26).

2.2.2.4 Umweltgerechtes Verhalten

Akzeptanz drückt sich in realen Verhaltensweisen aus (vgl. Box 6, achttes Merkmal von Akzeptanz). Welche Motive liegen diesem Verhalten zugrunde und welche der oben aufgezählten Faktoren

spielen dabei eine besondere Rolle? Bezogen auf die Fragestellung der Arbeit soll hier speziell auf die Akzeptanz von Umweltmaßnahmen bei Landwirten eingegangen werden.

Motive und Anreize für umweltgerechtes Verhalten

Menschen haben immer mehrere Ziele gleichzeitig, z.B. ein zufriedenstellendes Einkommen, ein vertretbares unternehmerisches Risiko, eine akzeptable Arbeitsbelastung, soziales Ansehen in der Gemeinschaft, Schutz bestimmter Ressourcen usw. Diese Ziele sind ein Mix aus wirtschaftlichen, sozialen und auch ökologischen Interessen und motivieren zu einem bestimmten Verhalten. Dabei müssen dem Handelnden nicht unbedingt alle Ziele bewusst sein. So mag z.B. ein neuer Traktor dem Landwirt nicht nur dazu dienen, seine Produktion zu optimieren und damit den Gewinn zu steigern (als ökonomisches Ziel), sondern er fungiert evtl. unbewusst auch als Statussymbol, um sein Ansehen unter Kollegen zu erhöhen (soziales Ziel) oder kann z.B. bei Bereifung mit Niederdruckreifen für eine bodenschonende Bodenbearbeitung eingesetzt werden (ökologisches Ziel). Oft werden Landwirten vorrangig ökonomische Beweggründe unterstellt (HUNECKE 2002: 500; PRAGER 2002: 28). Das Modell des *homo oeconomicus* ist jedoch nur begrenzt geeignet, tatsächliches Umweltverhalten zu erklären, denn umweltbezogene Handlungen sind nicht ausschließlich durch wirtschaftliche Anreize gesteuert. Auch immaterielle Anreize, wie z.B. soziale Anerkennung oder der Gewinn an Lebensqualität, können von großer Bedeutung sein (DIEKMANN 1996: 89; HUNECKE 2002: 506). Außerdem kann umweltbewusstes Handeln auch auf einer bewussten Wertschätzung der biologischen Vielfalt (RENN 2000: 46), auf ökologischem Verantwortungsbewusstsein (KALS & MONTADA 1998) oder Überzeugung (MÄHRLEIN 1993: 312) beruhen.

Ein grundlegendes Problem ist, dass die positiven Effekte, die aus dem umweltgerechten Verhalten einzelner resultieren, i.d.R. nicht nur ihnen selbst zu Gute kommen, sondern der Allgemeinheit (z.B. in Form einer geringeren Nitratbelastung des Trinkwassers bei reduzierter Stickstoffdüngung durch einzelne Landwirte), obwohl ausschließlich sie die Konsequenzen (z.B. in Form geringerer Erträge) in Kauf nehmen (vgl. KALS & MONTADA 1998: 35). Als rationaler Entscheider müsste also jeder Einzelne nur den eigenen Nutzen im Sinn haben (maximale Erträge, kein Verzicht auf Düngung), was aber langfristig zu Ressourcenübernutzung und weiteren Umweltbelastungen führt. Dieser Konflikt wird auch als sogenannte „Allmendeklemme“ (vgl. KALS & MONTADA 1998: 33) bzw. „ökologisch-soziales Dilemma“ (STOLL 1999: 198) bezeichnet.

Der Schutz von Umweltgütern, wie sauberem Trinkwasser, sauberer Luft oder Artenvielfalt, birgt vier wesentliche Schwierigkeiten (KALS & MONTADA 1998: 35): Erstens besteht bei vielen Umweltproblemen die Notwendigkeit zum kollektiven Handeln, um wirksame Verbesserungen zu erreichen wie z.B. bei Verringerung der CO₂-Belastung der Atmosphäre. Zweitens sind die Zusammenhänge zwischen Ursache und Wirkungen sehr komplex (ökologische Komplexität). Drittens können zeitliche und geografische Verschiebungen zwischen Ursache und Wirkung auftreten und viertens ist es schwer, die Gesellschaft für den Umweltschutz zu gewinnen, weil oft nur wenige Kontroll- und Lenkmechanismen zur Verfügung stehen (soziale Komplexität). Im regionalen Kontext kann die Allmendeklemme im günstigen Fall überwunden werden, wenn sich Eigen- und Gemeinschaftsinteresse decken, weil der Schutz der Umwelt jedem unmittelbar zugute kommt. In vielen Fällen stimmen jedoch Interessenlagen von Individuum und Gemeinschaft nicht

überein (KALS & MONTADA 1998: 36). Daher ist die Motivation für umweltgerechtes Verhalten oft gering, weshalb auf verschiedene Anreizsysteme gesetzt wird. Dazu zählen bspw. Appelle, wobei mit sozialer Anerkennung belohnt wird oder finanzielle Anreize durch die Subventionierung umweltschonender Entscheidungen³. Umweltbewusstes Verhalten kann auch durch die Besteuerung umweltbelastender Handlungen oder durch Verbote erzwungen werden. Obwohl sie auf Freiwilligkeit beruhen, werden Appelle oft als ungerechteste Variante empfunden, weil das Nichtbefolgen konsequenzenlos bleibt, sieht man von sozialen Sanktionen ab, die aber als wenig wirkungsvoll eingeschätzt werden (KALS & MONTADA 1998: 40 f.). Nach DIEKMANN (2001: 22) sind Appelle insbesondere dann vergebens, wenn die umweltkonformen Aktivitäten mit hohen Kosten und Unbequemlichkeiten verbunden sind.

Verhaltensbestimmende Faktoren

Nach HUGO-BECKER & BECKER (1997: 5 ff.) wird umweltbewusstes Verhalten sowohl durch intrinsische (interne) als auch extrinsische (externe) Faktoren bestimmt. Zu den internen Faktoren zählen bspw. das Wissen um die ökologische Problematik, die subjektive Einschätzung der eigenen Fähigkeiten, die individuellen Einstellungen sowie die persönlichen Gewohnheiten und z.T. unbewussten Routinen eines Individuums⁴. Zu den externen Faktoren gehören alle Faktoren des Umfelds, die Rahmenbedingungen⁵, die sich fördernd oder hemmend auswirken können (vgl. HUNECKE 2002: 501)⁶.

Das **Wissen um die ökologische Problematik** umfasst die Erkenntnis über und das Wissen um die

³ Vergleiche dazu auch HEILAND (1999): Hier werden vier Formen von möglichen motivationsbeeinflussenden Anreizen systematisiert: materiell-finanzielle (Ersparnis), verhaltensökonomische (Bequemlichkeit), psychische Anreize (Annehmlichkeit) und positive soziale Resonanz (Anerkennung).

⁴ ROGERS (2003: 189) erwähnt als internen Faktor auch die empfundene Unstimmigkeit (*dissonance*), im Sinne von Unzufriedenheit mit den jetzigen Umständen, die ein Individuum dazu antreibt, Veränderungen vorzunehmen: „*Human behavior change is often motivated in part by a state of internal disequilibrium or dissonance, an uncomfortable state of mind that an individual seeks to reduce or eliminate.*“

⁵ Zum Beispiel kann der Impuls zur Änderung des Verhaltens auch insbesondere durch eine Veränderung der Rahmenbedingungen erzeugt werden (vgl. GIAMPIETRO 1997: 213). FREDERKING (1995: 1) spricht auch von einem exogenen Schock.

⁶ Diese Einteilung deckt sich z.T. mit anderen Verhaltensmodellen. Nach dem *behavioural intention model* (vgl. AJZEN & FISHBEIN 1980; AJZEN 1988) wird z.B. davon ausgegangen, dass das Verhalten durch die eigenen Absichten (Ziele), die Erwartungen des sozialen Umfeldes, die geltenden subjektiven Normen und die angenommene Fähigkeit, dass angestrebte Verhalten auch in die Tat umsetzen zu können, bestimmt wird (beide zit. in VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 81 f.). KRUSE-GRAUMANN (2000: 8) zählt folgende verhaltensbestimmende Faktoren auf: intern v.a. Verhaltensgewohnheiten, Alltagsroutinen, individuelle Motivation und Werthaltungen; kognitive Fähigkeiten und Bedingungen der Informationsaufnahme und -verarbeitung, Prozesse der Wahrnehmung und Bewertung von Naturzuständen und -ereignissen sowie externe globale Veränderungen, Handlungsanreize sowie Feedback über die Auswirkungen des eigenen Verhaltens. Und LEEUWIS (2004: 779) benennt vier Antriebskräfte, die das Handeln eines Individuums mitbestimmen: 1. den Glauben an das, was sie für wahr halten (*believe to be true*), z.B. hinsichtlich der möglichen Konsequenzen ihres Handelns und den damit verbundenen (Un-)sicherheiten, Wahrscheinlichkeiten und Risiken; 2. das, was sie sich durch ihr Handeln zu bewirken erhoffen (*aspire*), z.B. in Bezug auf ihre technischen, ökonomischen, politischen, kulturellen oder emotionalen Ziele und Interessen; 3. das, was sie denken zu können (*able to do*), z.B. hinsichtlich ihrer Fähigkeiten, ihrer Kompetenz, der Validität ihres Wissens, ihrer Fähigkeit Risiken zu kontrollieren, Netzwerke zu nutzen etc. und schließlich 4. das, was sie darüber annehmen, das ihnen erlaubt (*allowed*) ist und/oder von ihnen erwartet (*expected*) wird, z.B. im Hinblick auf die wahrgenommenen Wünsche und Erwartungen anderer oder die möglichen Belohnungen und Sanktionen.

Zusammenhänge zwischen menschlichem Handeln und den Auswirkungen auf die Umwelt. Was wir wissen, hängt dabei stark von unserer Wahrnehmung ab. So definieren VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 59) Wahrnehmung als den Prozess an dessen Ende die Erkenntnis, das Wissen steht: „*Perception is the process by which we receive information or stimuli from our environment and transform it into psychological awareness.*“ Dabei hat Wahrnehmung fünf wesentliche Merkmale: Sie ist relativ, selektiv, organisiert, gerichtet und erfolgt je nach dem kognitiven Stil individuell unterschiedlich. Wahrnehmung ist relativ, weil sie immer in Relation zur aktuellen Umgebung geschieht, z.B. werden einem Landwirt Ertragsausfälle auf einer Fläche durch falsches Management umso eher auffallen, je besser das Getreide auf angrenzenden Flächen steht, weil er die Relation sieht. Wahrnehmung ist selektiv, weil sie immer durch physikalische und psychologische Faktoren gesteuert und durch die Haltung und Erfahrung einer Person beeinflusst wird; so wird z.B. ein Landwirt mit einer speziellen Ausbildung im integriertem Pflanzenschutz viel mehr ein Auge für Pflanzenkrankheiten haben. Wahrnehmung erfolgt organisiert, weil jeder ein gewisses Schema entwickelt, mit der er die Fülle an Informationen bewältigen kann. Wahrnehmung ist gerichtet, weil sie sich in gewissem Sinne ‚dirigieren‘ lässt: Z.B. ist es einfacher, einer gut strukturierten Präsentation zu folgen, als sich mühsam durch ein Chaos an Informationen zu kämpfen. Und schließlich folgt Wahrnehmung gewissen individuellen Denkstilen, was dazu führt, dass ein und dieselbe Situation von verschiedenen Personen niemals völlig gleich erlebt wird.

Da die Zusammenhänge bei Umweltproblemen oftmals sehr komplex sind und Menschen generell Probleme mit unübersichtlichen Situationen haben, tendieren sie beim Umgang damit oft zu inadäquaten Denkmustern, wie z.B. einer reduktiven Hypothesenbildung, d.h. sie versuchen, eine einzige Größe zu ermitteln, von der alles abhängt (DÖRNER 1996: 489). Oft gilt der Ertrag als die sichtbare Größe, an welcher der Erfolg eines Landwirts festgemacht wird. Durch bestimmte umweltschonende Maßnahmen, wie z.B. dem verringerten Einsatz mineralischer Düngemittel kommt es i.d.R. zu Ertragseinbußen. D.h. die Anwendung dieser Maßnahme würde also einen geringeren Erfolg bedeuten, wenn unberücksichtigt bleibt, dass der Minderertrag durch die Einsparung an Betriebsmitteln u.U. mehr als finanziell kompensiert sein kann. Dazu kommt, dass viele umweltrelevante Veränderungen sich sehr langsam vollziehen bzw. zeitlich oder räumlich verschoben auftreten und daher schwieriger wahrzunehmen sind. Auch sind viele Prozesse nicht unbedingt nur über die Sinne wahrnehmbar (z.B. Radioaktivität, mikrobielle Prozesse), sondern der Mensch ist auf technische Hilfsmittel angewiesen, um sie zu erfassen (KRUSE-GRAUMANN 2000: 9).

CURRE (1995: 211 f.) berichtet z.B. in Bezug auf Bodenerosion, dass von Landwirten insbesondere katastrophenartige Ereignisse wahrgenommen wurden, jedoch „... *bilanzierendes Wahrnehmen, welches die additive Langzeitwirkung mit einschließt, geschah ausschließlich in dem Dorf, auf dessen Flächen im Rahmen eines Forschungsprojektes, über längere Zeit die Abtragsmengen gemessen wurden.*“ Inwieweit die Schäden wahrgenommen werden können, beeinflusst auch, ob ein Schaden mit dem eigenen Verhalten in Zusammenhang gebracht und Verantwortung dafür übernommen wird CURRE (1995) schreibt dazu: „*Die Übernahme von Verantwortung für die Bodenerosion durch eigenes Handeln wurde vom überwiegenden Teil der Landwirte nicht gesehen.*“ Auch sehen die Landwirte häufig nicht die Probleme, die sie auch in andere Bereiche übertragen; so CURRE (1995): „*Außerlandwirtschaftliche Schäden an der kommunalen oder regionalen Infrastruktur wurden von den Landwirten durchgängig nicht wahrgenommen.*“

Subjektive Einschätzung der eigenen Fähigkeiten: Wenn ein Landwirt ein bestimmtes Umweltproblem wahrgenommen und sich Wissen über die Zusammenhänge angeeignet hat und zu dem Schluss kommt, dass das wahrgenommene Problem mit seinem Handeln ursächlich in Zusammenhang steht, er also Verantwortung dafür übernimmt, hängt es weiterhin von seinen angenommenen Fähigkeiten ab, was er tatsächlich bezüglich des Problems unternehmen wird. Nach FLORA et al. (2000: 119 ff.) sowie OSTERGAARD & KROGH (2004: 497 ff.) muss ein Landwirt über eine Vielzahl an Fähigkeiten verfügen, um erfolgreich zu sein. Dazu zählen nicht nur Kenntnisse über die Pflanzenproduktion, die natürlichen Klima, Boden- und Umweltbedingungen, mechanische und technische Fähigkeiten zur Bedienung moderner Maschinen oder Computer, betriebswirtschaftliche Managementfähigkeiten oder Kenntnisse über Marktbedingungen, sondern in zunehmendem Maße auch die Fähigkeit, mit Risiken und Unsicherheiten umzugehen, sich an neue gesellschaftliche Ansprüche und Veränderungen anzupassen, neue Perspektiven zu erkennen sowie die Fähigkeiten, mit Personen und Gruppen zu interagieren und Kooperationen einzugehen (vgl. MACOMBE 2004). ROSSIER (2004: 706) betont weiterhin die Fähigkeit, schnell Entscheidungen treffen zu können. So nutzen manche Landwirte Chancen nicht optimal, weil sie eine passive und abwartende Haltung (*wait-and-see-attitude*) an den Tag legen. Über welche dieser Fähigkeiten eine Person nun tatsächlich glaubt zu verfügen, hängt von ihrer subjektiven Einschätzung darüber ab. Oft haben Individuen eine sehr klare Vorstellung von ihren fachlichen Fähigkeiten (Ausbildung, Faktenwissen), unterschätzen jedoch häufig ihre sozialen Kompetenzen, wie bspw. ihre Fähigkeiten mit anderen zu kommunizieren oder ihren „persönlichen Wert“ in einem sozialem Netzwerk (vgl. LEEUWIS 2004: 774). Nach RÖLING (1996: 4) werden aber gerade die sozialen Fähigkeiten mehr und mehr gebraucht: „*Our problems have less and less to do with instrumental rationality, that is, with person-thing-relationships, and more and more to do with person-person-relationships.*“ Unbestritten ist, dass Landwirte sehr gute Kenntnisse über die natürlichen Bedingungen (Boden, Klima) in ihrer Region haben müssen (vgl. AUTSCH 1992: 139), da diese Faktoren den Produktionsprozess stark beeinflussen.

Einstellungen (attitudes) können definiert werden als: „the more or less permanent feelings, thoughts and predispositions a person has about certain aspects of his environment. Components are knowledge, feelings and inclination to act“ (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 81). Einstellungen nehmen Einfluss auf die Wahrnehmung, da Menschen ihre Umwelt basierend auf ihren Einstellungen unterschiedlich interpretieren (MACOMBE 2004: 440). Umgekehrt können wahrgenommene Umweltveränderungen auch radikale Veränderungen der Einstellungen und des Wertesystems bei Landwirten verursachen (MACOMBE 2004: 439). Der Zusammenhang zwischen den Einstellungen eines Individuums und seinem Verhalten wiederum kann unterschiedlich stark sein. Er ist besonders eng, wenn die Einstellungen auf tatsächlichen Erfahrungen beruhen (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 83). Wenn eine Person bspw. beim Ausprobieren neuer Verhaltensweisen bereits Rückschläge erlitten hat, wird sie beim nächsten Mal in ihrer Einstellung weniger risikobereit sein, bei positiven Erfahrungen hingegen besteht eine hohe Motivation, weiter zu experimentieren. MACOMBE (2004: 443 f.) unterscheidet zwei Arten von Einstellungen (sie nennt sie beliefs): beständige hard core beliefs und variable beliefs, die sich durch die ständige Konfrontation mit „down-to-earth“-Situationen leichter verändern können. Je nach persönlicher Veranlagung werden durch diese Einstellungen die lang- und kurzfristigen Ziele mehr oder weniger angepasst.

Verfügt jemand v.a. über *hard core beliefs* ist er weniger flexibel, was die Anpassung seiner Ziele, seiner Fähigkeiten und seines Verhaltens angeht. Eine häufige Anpassung der Verhaltensweise kann je nach Blickwinkel unterschiedlich bewertet werden. Jemand, der mehr über *hard core beliefs* verfügt, würde dies eher als Unstetigkeit, jemand mit mehr *variable beliefs* eher als notwendige Flexibilität interpretieren⁷.

Gewohnheiten und Routinen: Menschen haben eine Affinität dazu, sich gewohnheitsmäßig zu verhalten und Routinen zu entwickeln. Erledigen wir etwas routiniert, bietet dies den Vorteil, dass der Aufwand für die Durchführung einer Arbeit sinkt, weil sie, je öfter wir sie durchführen, perfektioniert wird. Es besteht also ein grundsätzlicher Widerwillen, Neues zu erlernen, was erst wieder mühsam in die Routine überführt werden muss. Daher ist es leichter, zunächst kleine Verhaltensänderungen vorzunehmen, KRUSE-GRAUMANN (2000: 10) nennt es *foot-in-the-door*-Technik, damit später größere Veränderungen nachfolgen können.

Externe Einflussfaktoren: Die oben aufgeführten verhaltensbestimmenden Parameter „Wissen um die ökologische Problematik“, „Subjektive Einschätzung der eigenen Fähigkeiten“, „Einstellungen“ sowie „Gewohnheiten und Routinen“ beschreiben individuelle (interne) Faktoren⁸. Aber jedes Individuum ist in soziale Systeme, wie das familiäre, berufliche und gesellschaftliche Umfeld, eingebunden, d.h. das Verhalten erfolgt nicht nur selbstbestimmt, sondern wird auch extern beeinflusst. So schreiben MCISAAC & MOREY (1998: 115): *„Humans ... create systems that cannot be predicted by examining individuals in isolation. ... we cannot understand the impact of our actions ... without understanding the complex web of relationships ... among members of the human community.“* Zum Beispiel haben wir bestimmte Annahmen darüber, was unser soziales Umfeld von uns erwartet. Diese Erwartungen werden auch als **subjektive Normen** (*subjective norms*) bezeichnet (VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 83). So streben Individuen i.d.R. danach, mit diesen Normen nicht in Konflikt zu geraten und verhalten sich entsprechend der „sozio-politischen Großwetterlage“ bzw. der „Kleinklimazone“, d.h. in Bezug auf unsere direkte Umgebung mit den dazugehörigen Bezugspersonen (vgl. LUCKE 1995: 133). Je tiefer etwas im öffentlichen Meinungsklima verankert ist, desto schwieriger wird es für das Individuum, gegensätzliche Standpunkte zu vertreten und dementsprechend zu handeln. Unter Umständen wird sogar gegen eigene Gefühle und Überzeugungen gehandelt, um den Gruppenzusammenhalt aufrecht zu erhalten (ESSER 1999: 27). Hier sind auch bestimmte **Rollenverteilungen** wichtig, d.h. wie man von anderen gesehen wird und welche Verhaltenserwartungen daran geknüpft sind. VAN DEN BAN & HAWKINS (1996: 283) definieren Rollen folgendermaßen: *“The complex of expectations with regard to the behaviour of individuals in a certain social position, these expectations are present among the individuals with whom they have a certain relationship. Roles regulate the interaction between individuals”* ROSSIER (2004: 699) untersuchte bspw. inwieweit geschlechtsspezifische

⁷ MACOMBE (2004) führt dazu ein Beispiel von zwei Landwirten an: Während der eine, der seinen Betrieb seit vielen Jahren gleich bewirtschaftet, in 30 Jahren nur zwei neue Produktionsweisen ausprobiert hatte, waren es bei dem anderen, der seinen Betrieb kürzlich auf organische Wirtschaftsweise umgestellt hatte, in 16 Jahren 13 verschiedene neue Aktivitäten.

⁸ HUNECKE (2002: 510) merkt dazu an, dass insbesondere Verhaltensabsichten durch innerpsychologische Prozesse bestimmt werden; das tatsächliche Verhalten hängt aber stark von den externen situativen Faktoren ab.

Rollenverteilungen zwischen Mann und Frau die Anpassungs- und Entwicklungsmöglichkeiten von landwirtschaftlichen Familienbetrieben beeinflussen und kommt zu der Schlussfolgerung, dass eine rigide Rollenverteilung die Flexibilität einschränkt, bei Situationsveränderungen angemessen zu reagieren.

Auch **gesamtgesellschaftliche Faktoren** nehmen Einfluss auf das Verhalten von Einzelpersonen, bspw. ob eher individuelle Initiativen oder kollektive Lösungsprozesse gesellschaftlich geschätzt werden. MCISAAC & MOREY (1998: 111) schreiben dazu: *“For instance, a person from a culture which values individual achievement (such as the United States) might be inclined to describe people from a collectivist culture (such as Japan) as ‘sheep-like’ and see them as lacking in individual initiative. The collectivists might see the individualist as ‘self-centered’ and ‘pushy’.”*

Weiterhin sind die **politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen** wichtig: Welche handlungsleitenden und die gesellschaftliche Grundhaltung mitbestimmenden politischen Leitbilder bestehen, welche geltenden Gesetze sind einzuhalten (z.B. Umweltschutzaufgaben) oder welche Förderprogramme im Umweltbereich gibt es, die als Anreiz für umweltschonendes Verhalten dienen können? Die Handlungsspielräume sind darüber hinaus natürlich auch durch die gegebenen **regionalen Bedingungen** eingeschränkt. In der Landwirtschaft kann die Entscheidung, was und wie produziert werden soll, nicht beliebig getroffen werden, sondern wird u.a. durch die naturräumlichen Bedingungen, wie Klima, Bodenverhältnisse, regionaler Schädlingsdruck etc. eingeschränkt. Auch sozioökonomische und infrastrukturelle Gegebenheiten, wie Siedlungs- und Verkehrswegedichte, Bevölkerungsdichte, Absatzmärkte, Verfügbarkeit von Arbeitskräften können wichtige Einflussfaktoren sein (vgl. STOLL 1999: 83 ff.). Hinzu kommen noch die **betrieblichen Faktoren**, wie Flächenausstattung, Besitzverhältnisse, Pachtregelungen, Bewirtschaftungsaufgaben, verfügbare finanzielle und personelle Ressourcen sowie die Maschinenausstattung des Betriebes (vgl. AUTSCH 1992: 215).

2.3 Ableitung des analytischen Rahmens und Anwendung der Theorien in dieser Arbeit

Das **Leitbild** der nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft, dass besagt das die Landwirtschaft sowohl umweltschonend, wirtschaftlich als auch sozialverträglich sein sollte, bildet den analytischen Rahmen für die vorliegende Arbeit (vgl. Kap. 2.1.1). Es wird ein holistischer und integrierter Bewertungsansatz gewählt, der **Ziele** aus allen drei Nachhaltigkeitsdimensionen berücksichtigt. Die mehrdimensionale Betrachtung im Sinne von starker und schwacher Nachhaltigkeit erlaubt so auch die Untersuchung der Wechselbeziehungen zwischen den Zielen der einzelnen Dimensionen, z.B. ob die Verbesserung im ökologischen Bereich eine Verschlechterung im ökonomischen Bereich nach sich zieht (vgl. PACINI et al. 2003).

Der Bewertungsansatz ist **indikatorbasiert**. Für alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen werden Indikatoren ausgewählt, die in einem partizipativen Ansatz bestimmt wurden, wobei der Schwerpunkt auf der ökologischen Dimension liegt. (vgl. dazu Kap. 3.3.2.1). Tab. 4 listet die berücksichtigten Indikatoren auf. Die Eignung der Produktionsverfahren hinsichtlich der verschiedenen Zielsetzungen und Indikatoren wird dabei anhand von dimensionslosen Indizes in einem Wertebereich von 0-1 abgebildet, um so Vergleiche zwischen mehreren Indikatoren zu ermöglichen.

Tab. 4: Berücksichtigte Indikatoren in dieser Arbeit

Leitbild	Dimension	Oberziele	Berücksichtigte Indikatoren
Nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft	ökologisch	Landwirtschaft ist umweltschonend	Abiotik: Risikopotenzial der Verfahren hinsichtlich ... <ul style="list-style-type: none"> • Wassererosion • Nitrateintrag ins Grundwasser • Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer • Pestizideinträge in Grund- und Oberflächenwasser • Grundwasserneubildung Biotik: Risikopotenzial der Verfahren hinsichtlich der Verringerung der Lebensraumqualität für ... <ul style="list-style-type: none"> • Rotbauchunke (Amphibien) • Feldlerche (Feldvögel) • Feldhase (Säugetiere) • Schwebfliege (Nutzinsekten) • Segetalflora (Primärproduzenten)
	ökonomisch	Landwirtschaft ist wirtschaftlich	<ul style="list-style-type: none"> • Deckungsbeitrag je Verfahren
	sozial	Landwirtschaft ist sozialverträglich	<ul style="list-style-type: none"> • Akzeptanz der Verfahren bei Landwirten

Die ausgewählten Indikatoren dienen auch dazu, den Einfluss der politischen Rahmenbedingungen zu untersuchen. Wie wirken bestimmte Politikinstrumente auf Einzelindikatoren und welche Auswirkungen ergeben sich dadurch auf andere?

Der Bewertungsansatz berücksichtigt die folgenden drei Bewertungselemente: Bewertungsobjekt, Bewertungssubjekt und Bewertungskontext (vgl. LUCKE 1995; ESSER 1999; PRAGER 2002; siehe auch Kap. 2.2.2). **Bewertungsobjekte** sind die pflanzenbaulichen Produktionsverfahren. Synonym werden auch die Begriffe pflanzenbauliche Anbauverfahren oder Maßnahmen verwendet. Handelt es sich um umweltschonende Produktionsalternativen, wird der Begriff Umweltmaßnahmen benutzt. Im Hinblick auf die oben ausgeführten Theorien stellen die Umweltmaßnahmen die Innovationen bzw. Neuerungen dar, die eine vermehrte Umsetzung in der Praxis finden sollen bzw. sind das Akzeptanzobjekt, dass aufgrund unterschiedlicher Eigenschaften auf mehr oder weniger große Akzeptanz bei Landwirten trifft. Tab. 5 gibt eine Übersicht über die verwendeten Begrifflichkeiten und stellt den Bezug zu den in Innovations- und Akzeptanztheorie verwendeten Begriffen her (vgl. Kap. 2.2).

Tab. 5: Begriffsverwendung aus Innovations- und Akzeptanztheorie in der vorliegenden Arbeit

	Begriffsverwendung in der vorliegenden Arbeit	Innovationstheorie (vgl. ROGERS 2003)	Akzeptanztheorie (vgl. LUCKE 1995; ESSER 1999)
Bewertungsobjekt	pflanzenbauliche Produktionsverfahren bzw. Anbauverfahren; Umweltmaßnahmen	Innovation, Neuerung	Akzeptanzobjekt
Bewertungssubjekt	Landwirt	Anwender, Übernehmer	Akzeptanzsubjekt
Bewertungskontext	Rahmenbedingungen: naturräumlich, sozial und politisch	Rahmenbedingungen	Akzeptanzkontext

Bei den Umweltmaßnahmen handelt es sich dabei um umweltschonende Abwandlungen der Produktionsverfahren, die im Handlungsspielraum des einzelnen Landwirts liegen, wie z.B. der Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung zur Erosionsvermeidung oder die Wahl nützlingsschonender Pestizide zum Schutz von Nicht-Zielorganismen. Tab. 6 gibt einen Überblick über mögliche Handlungsspielräume des Landwirtes auf Betriebs- und Verfahrensebene.

Tab. 6: Wesentliche Handlungsspielräume des Landwirts bei umweltrelevanten Anpassungen auf Betriebs- und Verfahrensebene

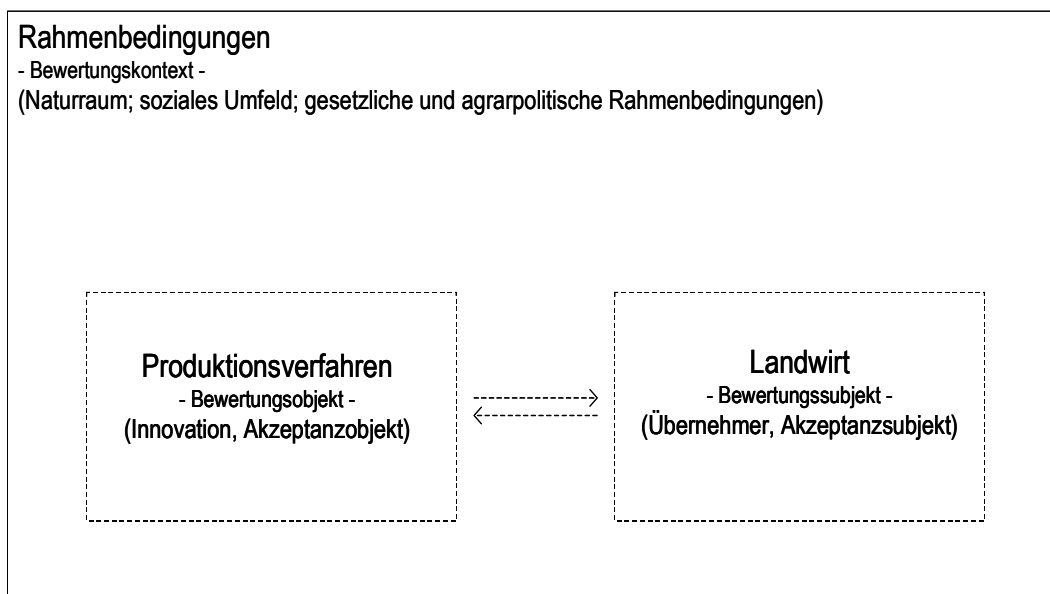
Ebene	Handlungsspielraum bei der/beim ...
Betrieb:	<ul style="list-style-type: none"> • Wahl des Produktionssystems (z.B. Umstellung auf organischen Landbau) • Wahl der Anbaukulturen und Sorten (z.B. krankheitstolerante bzw. -resistente Sorten) • Gestaltung der Fruchtfolge (z.B. möglichst weite Fruchtfolge) • Flächenstilllegung über obligatorische Stilllegung hinaus • Umwandlung von Ackerland in Grünland (z.B. auf überflutungsgefährdeten Standorten)
Verfahren:	<ul style="list-style-type: none"> • Wahl der Anbauweise (z.B. Untersaaten, Zwischenfrüchte integrieren) • Bodenbearbeitung (z.B. pfluglos statt konventionell mit dem Pflug) • Pflanzenschutz (z.B. nützlingsschonende PSM bevorzugen, nur Teilflächen behandeln) • Reduzierte Düngung (Düngung nach Entzug, wenig produktive Teilflächen weniger düngen) • Wahl der Arbeitstechnik (Breitreifen zur Vermeidung von Bodenverdichtung, Einsatz abdriftarmer Pflanzenschutzgeräte; Gerätekombinationen zur Reduktion der Überfahrungen; Einsatz von GPS-Technik) • Ernte und Mahd (z.B. Terminverschiebung in für bestimmte Tierarten weniger sensible Phasen, wie nach der Brut etc.; Anhebung der Schnitthöhen, damit Vogelgelege nicht zerstört werden, etc.)

Das **Bewertungssubjekt** sind die Landwirte. Sie sind die potenziellen Anwender und Übernehmer der umweltschonenderen Produktionsverfahren bzw. Umweltmaßnahmen. Als Akzeptanzsubjekt entscheiden sie darüber, ob eine Umweltmaßnahme bei ihnen auf Akzeptanz oder Nicht-Akzeptanz trifft. Als „Landwirt“ wird hier ganz allgemein der Entscheidungsträger bzw. die Entscheidungsträgerin eines landwirtschaftlichen Betriebes bezeichnet werden, unabhängig davon, welche Position oder Berufsbezeichnung tatsächlich im Betrieb eingenommen wird (wie z.B. Betriebsleiter/in, Geschäftsführer/in, Produktionsleiter/in etc.). Aus Gründen der Einfachheit wird

die männliche Form verwendet.

Der **Bewertungskontext** wird durch die Rahmenbedingungen gebildet. Die Rahmenbedingungen werden in drei Subsysteme eingeteilt: Die naturräumlichen Bedingungen am Standort, das soziale Umfeld des Landwirts sowie die politischen Rahmenbedingungen. Zu den naturräumlichen Rahmenbedingungen zählen u.a. Klima, Witterung, standörtliche Risikopotenziale, z.B. auf stark geneigten Flächen hinsichtlich Erosion sowie das biotische Arteninventar am Standort. Zum sozialen Umfeld des Landwirts zählen die betrieblichen und familiären Rahmenbedingungen. Zwischen Betrieb und Familie besteht häufig eine sehr enge Verbindung (KUSEMANN 2004: 149; VAN DEN BAN & HAWKINS 1996: 34). Dies gilt insbesondere für private Einzelunternehmen mit Familienarbeitskräften. Aber auch auf Großbetrieben arbeiten häufig die Ehepartner oder Vater und Sohn bzw. weitere Familienmitglieder zusammen. Des Weiteren zählen zum sozialen Umfeld die Beziehungen zu Freunden, Berufskollegen, zur Dorfgemeinschaft u.ä. Zu den politischen Rahmenbedingungen zählen die allgemein geltenden gesetzlichen Bestimmungen, die vom Landwirt einzuhalten sind sowie die spezifischen agrarpolitischen Rahmenbedingungen zur Subventionierung und zu Fördermöglichkeiten in der landwirtschaftlichen Produktion. Abb. 8 stellt den Bewertungsrahmen der Arbeit dar.

Abb. 8: Bewertungsrahmen (bestehend aus Bewertungsobjekt, -subjekt und –kontext)



Der Bewertungsrahmen bildet die Vorgabe für die Bearbeitung der vier Fragestellungen der Arbeit (vgl. Kap. 1.2).

Frage 1: Wie können pflanzenbauliche Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Wirkung auf ausgewählte abiotische und biotische Indikatoren bewertet werden?

Bei der ökologischen Bewertung (siehe Kap. 4). stehen die pflanzenbaulichen Produktionsverfahren (Bewertungsobjekt, vgl. Abb. 8) und ihre Auswirkungen auf die abiotische und biotische Umwelt,

d.h. den Naturraum (Bewertungskontext, vgl. Abb. 8) im Zentrum der Betrachtung. Zur Abschätzung der Umwelteffekte der Produktionsverfahren wird ein Bewertungsansatz entwickelt. Als Bewertungsbasis wurden die im Modellsystem MODAM (Multi-Objective Decision Support System for Agro-ecosystem Management, vgl. Kap. 3.2) beschriebenen Produktionsverfahren des integrierten und organischen Landbaus verwendet, weil diese über den für eine solche Einschätzung notwendigen Detaillierungsgrad verfügen. Da über die Wechselbeziehungen zwischen landwirtschaftlichen Managementmaßnahmen und ihren Umwelteffekten z.T. nur unsichere Informationen vorliegen (vgl. Kap.2.1.3), wird ein Fuzzy-Logik-basierter Modellansatz gewählt, der auch mit diesen Informationen umgehen kann. Der Ansatz wird regelbasiert umgesetzt. Die Regeln können umgangssprachlich formuliert werden und erleichtern so auch sogenanntes Expertenwissen zu verarbeiten (vgl. HERZOG 2002: 30).

Bei den Produktionsverfahren handelt es sich nach dem DSPIR-Ansatz (siehe Abb. 2) um die *Driving forces*. Die ökologische Bewertung der Verfahren erfolgt anhand von *Pressure*-Indikatoren, die als Bewertungsparameter im Modellansatz berücksichtigt werden und entweder positive oder negative Effekte auf die ausgewählten abiotischen und biotischen Indikatoren zeigen (siehe Tab. 7).

Tab. 7: Beispiele für berücksichtigte Indikatorentypen nach dem DSPIR-Modell

<i>Driving forces</i>	<i>Pressure-indicators</i>	<i>State-indicators</i>
<i>Farming practices</i>	<i>Harmful and beneficial effects (pollution and resources)</i>	<i>natural resources (soil, water, air); habitats & biodiversity</i>
pflanzenbauliche Produktionsverfahren (MODAM-Datenbasis)	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenbearbeitung • N-inputs • Pestizideinsatz • mechanische Pflegemaßnahmen • Bearbeitungstermine • etc. 	(siehe Tab. 4)

Bei dem Modellansatz handelt es sich um einen auf empirischen Erkenntnissen basierten statischen Ansatz, der mit verhältnismäßig wenigen Daten auskommt (vgl. Kap. 2.1.2, Tab. 1). Die Bewertung fußt auf relativ einfachen Bewertungsalgorithmen, die in einer Regelbasis als Wenn-Dann-Beziehungen hinterlegt werden. Die Details zur methodischen Vorgehensweise für die ökologische Bewertung der Produktionsverfahren sind in Kap. 3.3.2 ausgeführt. Fragestellung 1 wird mit folgenden Unterfragestellungen thematisch untersetzt (Box 8).

Box 8: Unterfragestellungen zur Fragestellung 1 der Arbeit

- 1.1 Welche Kulturarten sind hinsichtlich der einzelnen Indikatoren insgesamt als besonders positiv bzw. negativ einzuschätzen?
- 1.2 Welche Unterschiede bestehen je Kulturart zwischen den einzelnen Produktionsalternativen?
- 1.3 Welche Unterschiede bestehen zwischen den Produktionssystemen integrierter und organischer Landbau?
- 1.4 Welche Zielkongruenzen und –konvergenzen bestehen zwischen den einzelnen ökologischen Indikatoren?

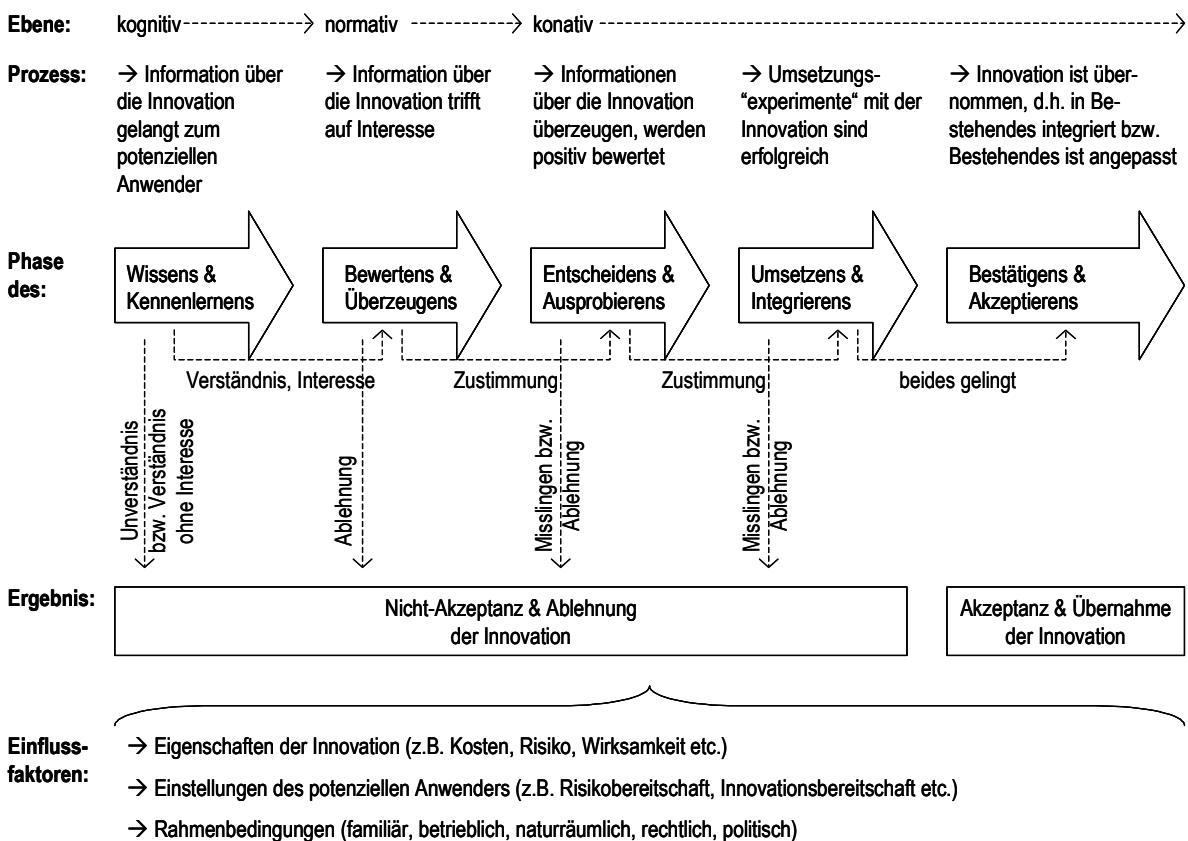
Frage 2: Wie sind die einzelnen Produktionsverfahren ökonomisch zu bewerten?

Durch Integration des ökologischen Bewertungsansatzes (Frage 1) in das bereits existierende mikro-ökonomische Modellsystem MODAM können auch ökonomische Indikatoren, wie der Deckungsbeitrag je Verfahren, in den Bewertungsansatz einbezogen werden (vgl. Kap. 3.2.2). Die Berechnung der ökonomischen Indikatoren ist jedoch nicht Gegenstand dieser Arbeit, sondern beruht auf den Arbeiten von (KÄCHELE 1999; ZANDER 2003 und SCHULER 2008). Die ökonomischen Indikatoren durften für diese Arbeit verwendet werden.

Frage 3: Welche Akzeptanz für die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsverfahren besteht bei Landwirten?

Des Weiteren wurde als sozialer Indikator die Akzeptanz von Landwirten für die vermehrte Umsetzung der als umweltfreundlicher bewerteten Verfahren in den Ansatz einbezogen (vgl. Kap. 3.4). Zu diesem Zweck wurde eine Befragung von Landwirten durchgeführt (vgl. Kap. 5). Die Fragestellung fokussiert auf den Landwirt als Bewertungssubjekt (vgl. Abb. 8). Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei Akzeptanz oder Nicht-Akzeptanz der Produktionsverfahren um einen Prozess handelt (siehe Abb. 9, vgl. dazu auch Kap. 2.2.1.1 und 2.2.2.1).

Abb. 9: Der Prozess der Akzeptanz



Quelle: in Anlehnung an ROGERS (2003: 170) sowie PRAGER (2002: 12)

Als einflussnehmende Faktoren spielen insbesondere die aus der Sicht des Landwirts bestehenden Eigenschaften der Produktionsverfahren (Bewertungsobjekt) z.B. hinsichtlich der Kosten, des

Risiko etc. und seine Einstellungen hinsichtlich dieser angenommenen Eigenschaften (z.B. im Hinblick auf seine Risikobereitschaft, Kostentoleranz etc.) eine wichtige Rolle. Der Prozess wird zusätzlich durch die Rahmenbedingungen (Bewertungskontext) beeinflusst.

Die Untersuchung von Fragestellung 3 erfolgte insbesondere mit Schwerpunktsetzung auf die folgenden Unterfragestellungen (Box 9).

Box 9: Unterfragestellungen zur Fragestellung 3 der Arbeit

- 3.1 Welche umweltschonenden Maßnahmen werden bereits von Landwirten in der Untersuchungsregion in welchem Umfang durchgeführt (d.h. die Phase des „Umsetzens & Integrierens“, vgl. Abb. 9, im Prozess der Akzeptanz wurde bereits erreicht)?
- 3.2 Welche Umweltziele werden dabei als wichtig angesehen?
- 3.3 Welche hemmenden bzw. fördernden Faktoren für die Umsetzung von Umweltmaßnahmen werden als besonders wichtig eingeschätzt?
- 3.4 Wie werden die Umweltmaßnahmen hinsichtlich verschiedener hemmender bzw. förrender Faktoren eingeschätzt?
- 3.5 Welche Umsetzungschancen, basierend auf den Einschätzungen der Landwirte, haben demnach die verschiedenen Umweltmaßnahmen?

Frage 4: Wie kann die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsverfahren durch Politikinstrumente gefördert werden?

Weiterhin soll untersucht werden, wie durch den Einsatz verschiedener Politikinstrumente die Umsetzung umweltfreundlicherer Produktionsverfahren möglichst kosteneffizient gefördert werden kann (vgl. Kap. 6). Diese Fragestellung fokussiert auf den Einfluss der politischen Rahmenbedingungen (Bewertungskontext, vgl. Abb. 8) und wird mit Hilfe von Politikscenarien untersucht. Die Szenarienrechnungen werden ebenfalls mit dem Modellsystem MODAM durchgeführt.

Nach dem DSPIR-Modell handelt es sich bei den untersuchten Politikinstrumenten um *Response-Indikatoren* (vgl. Abb. 2), d.h. um Reaktionen auf gesellschaftlicher Ebene, um Entwicklungen in eine gewünschte Richtung zu lenken, in diesem Fall die nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft durch bestimmte Politiken zu unterstützen. Es werden die folgenden Unterfragestellungen untersucht (Box 10).

Box 10: Unterfragestellungen zur Fragestellung 4 der Arbeit

- 4.1 Wie beeinflussen die Politikinstrumente die landwirtschaftliche Landnutzung?
- 4.2 Welche ökologische Wirksamkeit erreichen die verschiedenen Politikinstrumente?
- 4.3 Welche Kosten werden durch die verschiedenen Politikinstrumente verursacht?
- 4.4 Wenn die Politikinstrumente speziell für die Verbesserung eines ökologischen Indikators eingesetzt werden, welche Auswirkungen hat dies auf andere Indikatoren?

Alle Fragestellungen werden anhand einer beispielhaft ausgewählten Modellregion bearbeitet, die stark durch die landwirtschaftliche Landnutzung geprägt ist. Der Bewertungsansatz ist jedoch

prinzipiell auch für andere Regionen anwendbar.

In der Diskussion (siehe Kap. 7) werden alle Fragestellungen zusammengeführt und gemeinsam anhand mehrerer bewerteter Produktionsverfahren diskutiert. Dazu werden die in den einzelnen Dimensionen von Nachhaltigkeit im Bewertungsansatz errechneten dimensionslosen Indizes zu einem „Nachhaltigkeitsindex“ aggregiert. Da keine allgemeingültigen Verknüpfungsregeln zu Verrechnung vorliegen, z.B. hinsichtlich der Gewichtung einzelner Indizes, werden verschiedenen Aggregationsvarianten diskutiert.

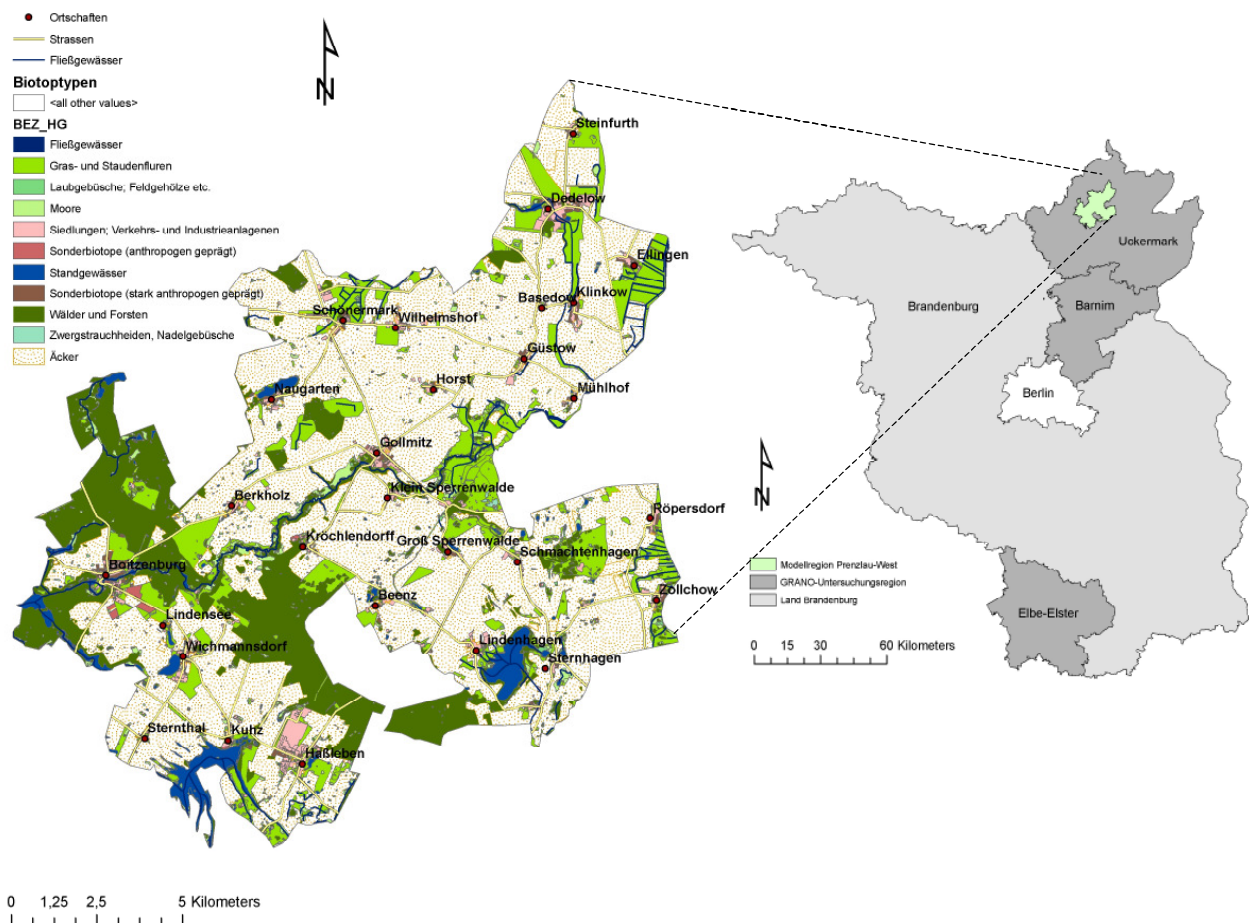
Zur Untersuchung der einzelnen Fragestellungen wird ein Methodenmix aus dem natur- und sozialwissenschaftlichen Bereich angewendet. Die Abbildung der ökologischen und ökonomischen Dimension sowie der Einfluss verschiedener Politikinstrumente wurde mit einem Modellierungsansatz untersucht, für die Abbildung der sozialen Dimension wurde eine Befragung durchgeführt. Die Details zur verwendeten Datengrundlage und dem methodischen Vorgehen im Einzelnen finden sich im nächsten Kapitel (siehe Kap. 3).

3 Datengrundlage und methodisches Vorgehen

3.1 Auswahl der Modellregion Prenzlau-West

Die Modellregion Prenzlau-West umfasst ein Gebiet von ca. 200 km² Fläche in der nördlichen Uckermark und ist ein Ausschnitt der im Rahmen des GRANO⁹-Projektes ausgewählten Untersuchungsregion, welche aus den drei brandenburgischen Landkreisen Uckermark, Barnim und Elbe-Elster bestand. Es wurde nur eine Teilregion ausgewählt, da eine Modellierung der gesamten Untersuchungsregion im Rahmen der gewählten Methodik und entsprechendem Datenbedarf zu aufwändig geworden wäre. Die Auswahl erfolgte in Absprache mit Vertretern aus dem Landwirtschafts- und Umweltamt. Der gewählte Gebietsausschnitt sollte dabei möglichst repräsentativ für die gesamte GRANO-Untersuchungsregion sein und diese im Kleinen widerspiegeln (vgl. SCHMIDT et al. 2001; ARZT et al. 2000). Die Modellregion besteht aus insgesamt 13 Gemeinden, deren Verwaltungseinheiten die Grenzen des Gebietes bilden (Abb. 10).

Abb. 10: Geographische Lage und Flächennutzung der Modellregion Prenzlau-West



Quelle: basierend auf Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg (MUNR 1995).

⁹ Das GRANO-Projekt: „Ansätze für eine dauerhaft umweltgerechte landwirtschaftliche Produktion: Modellgebiet Nordost-Deutschland“ wurde durch Mittel des BMBF finanziert.

3.1.1 Naturräumliche Bedingungen

Die Region Prenzlau-West ist Teil des Nordostdeutschen Tieflands und wurde stark eiszeitlich geprägt. Charakteristisches Merkmal des Gebietes ist der Reichtum an Gewässern, darunter auch sehr viele Feldsölle¹⁰. Das Klima ist kontinental geprägt. Die Jahresniederschläge betragen im langjährigen Mittel (1985-2005) ca. 500 mm. Die Lufttemperaturen lagen im langjährigen Mittel bei 8,4 °C (ZALF 2006). Bei den häufig ungünstig verteilten Niederschlägen im Jahresverlauf und hohen Temperaturen in den Sommermonaten tritt in ungünstigen Jahren Sommertrockenheit auf (FRIELINGHAUS et al. 1994a). Aufgrund der Landschaftsgenese sind die Bodenverhältnisse u.a. hinsichtlich Relief, Hydromorphie und Bodendecke kleinräumig sehr heterogen. Die Flächenstruktur stellt sich folgendermaßen dar: Etwa 60 % der Region werden als Ackerland genutzt, 11 % entfallen auf Grünland. Ungefähr 80 % des Grünlandes werden intensiv bewirtschaftet. Die Region weist einen hohen Anteil nach § 32 des Brandenburgischen Naturschutzgesetzes (BBGNATSCHG 2004) schützenswerter Biotope auf (7 %), die zum Teil eng mit den Ackerflächen verzahnt sind. Die Wasserflächen bedecken 3 % des Gebietes, darunter sehr viele mit Ackerflächen vergesellschaftete Kleingewässer. Die Länge der Fließgewässer im Gebiet beträgt 132 km. Wälder und Forsten nehmen 17 % der Fläche ein. Etwa 2 % entfallen auf Siedlungs- und Verkehrsflächen¹¹.

3.1.2 Landwirtschaftliche Flächennutzung

Die Region ist sehr stark durch die landwirtschaftliche Flächennutzung geprägt. Über 70 % der Fläche werden als Acker- oder Grünland landwirtschaftlich genutzt (s.o.). Während der Norden durch bessere Ackerböden und größere Schläge (bis zu 200 ha) gekennzeichnet ist, sind im Süden weniger fruchtbare Böden zu finden und die Landschaft ist kleinflächiger aufgeteilt und stärker durch Landschaftsstrukturen untergliedert (ARZT et al. 2000). Vorherrschende Bodenarten sind lehmige Sande und sandige Lehme. Die Ackerzahlen der Böden schwanken zwischen 18 und 60. Die durchschnittliche Ackerzahl liegt bei 44. Die Haupterwerbsbetriebe in der Region bewirtschaften zwischen mehreren Hundert bis mehreren Tausend Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche. Auf den fruchtbareren Böden im Norden gibt es mehr Marktfruchtbetriebe, während es im Süden aufgrund der geringeren Bodenfruchtbarkeit und dem höheren Grünlandanteil mehr Gemischtbetriebe mit Tierhaltung gibt (ARZT et al. 2002). Ökologisch wirtschaftende Haupterwerbsbetriebe sind in der Region nicht vorhanden. Der Anteil der gepachteten Flächen ist mit z.T. mehr als 90 % sehr hoch. Zu den flächenmäßig am meisten angebauten Kulturarten zählen Getreide (inkl. Silomais), Ölfrüchte und Zuckerrüben. Der Anbau nachwachsender Rohstoffe nimmt tendenziell zu. Der Viehbesatz ist vergleichsweise gering. Er beträgt für Einzelunternehmen in Brandenburg bspw. nur ein Viertel des bundesdeutschen Durchschnitts (MLUV 2006).

¹⁰ Ein Söll oder Soll bezeichnet in jungpleistozänen Landschaften - v.a. im nordostdeutschen Tiefland - ein in der Regel kreisrundes oder ovales Kleingewässer in meist offener Landschaft. Sie sind typisch für Grundmoränen, können aber auch in anderen Landschaften der glazialen Serie auftreten. Sölle zählen zu den Stillgewässern und besitzen für gewöhnlich keinen oberflächlichen Zu- und Abfluss. Zwischenzeitliches Trockenfallen, vor allem in den Sommermonaten, ist für viele Sölle typisch (WIKIPEDIA 2006).

¹¹ Die Flächenberechnungen basieren auf der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg (vgl. MUNR 1995).

3.1.3 Zustand von Natur und Landschaft

Im Rahmen des GRANO-Projektes wurde für die Modellregion eine Analyse der schutzgutbezogenen Risikopotentiale durchgeführt (GRANO 2000). Gemäß dieser Analyse wurde für den Bereich Boden insbesondere die Gefährdung durch Bodenerosion und Bodenverdichtung als hoch eingestuft (vgl. FRIELINGHAUS & SCHMIDT 1997). Das Grundwasser wurde aufgrund der geringen Grundwasserüberdeckung als besonders sensibel gegenüber Stickstoffüberschüssen aus landwirtschaftlicher Produktion und ländlichen Abwässern eingeschätzt. Die Oberflächengewässer der Modellregion sind v.a. durch Eutrophierung und stoffliche Belastung z.B. durch Dünger und Pestizide gefährdet. Insbesondere die Gewässergüte der zahlreichen Sölle ist durch diffuse Stoffeinträge aus der intensiven Landwirtschaft beeinträchtigt, sofern die Sölle nicht bereits entwässert oder ganz beseitigt wurden. Für den Bereich Bio- und Habitatdiversität ist eine Arten- und Strukturverarmung festzustellen. So wurden u.a. Defizite in der Ausstattung mit Kleinstrukturen konstatiert. Vorhandene Strukturelemente sind oft stofflich beeinflusst, so besteht eine potenzielle Gefährdung der § 32-Biotope durch die Landnutzung. Zur Erhaltung der „landschaftseigenen“ Prozesse ist die Vielfalt der Artengemeinschaften durch eine angepasste Landnutzung anzustreben. Ein besonderes Gewicht liegt dabei auf der Erhaltung besonderer Arten mit Schlüsselfunktionen im Ökosystem (GRANO 2000).

3.1.4 Wirtschaftliche Situation der landwirtschaftlichen Betriebe

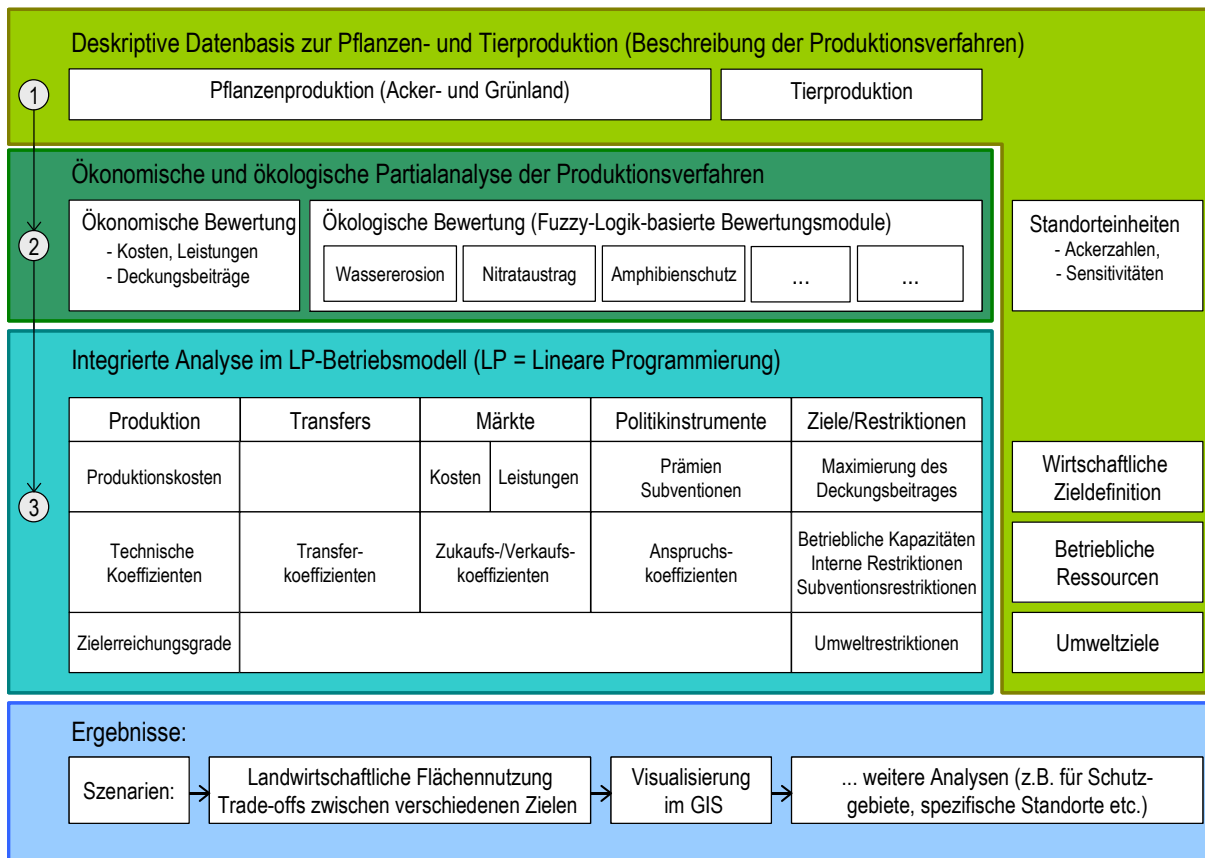
Die Einkommenssituation in der Landwirtschaft ist bei relativ geringen Erzeugerpreisen und gleichzeitig hohen Kosten für die Produktionsmittel bis zum Jahr 2006 als insgesamt eher schlecht einzustufen (vgl. KUSEMANN 2004: 21), obwohl sich in letzter Zeit die Erzeugerpreise positiv entwickeln. Die Einkaufspreise für landwirtschaftliche Betriebsmittel sind v.a. durch die enormen Preisanstiege für Energie- und Schmierstoffe gestiegen. Aufgrund des hohen Pachtflächenanteils der Betriebe bleibt auch der Pachtzins nach wie vor ein bedeutender Kostenfaktor. Laut Testbetriebsnetz Brandenburg konnten zwar im Durchschnitt aufgrund der Rekordernte im Wirtschaftsjahr 2004/2005 sehr hohe Einkommen je Arbeitskraft erzielt werden, dennoch kann angesichts der sehr begrenzten Liquidität und den geringen Spielräumen für Investitionen nicht von einer langfristigen Entspannung der Wirtschaftssituation der Betriebe ausgegangen werden (MLUV 2006). Gerade die aktuellen Änderungen der agrarpolitischen Rahmenbedingungen durch die Agrarreform erfordern aber eine hohe Anpassungsfähigkeit der Betriebe. Die landwirtschaftlichen Haupterwerbsbetriebe in Brandenburg sind nach wie vor auf Wachstum und Steigerung der Effizienz ausgerichtet. So liegt die mittlere Betriebsgröße aller Brandenburger Unternehmen laut Agrarbericht 2006 nunmehr bei 200 ha. Die Anzahl der Betriebe ist jedoch seit Jahren rückläufig. Der Arbeitskräftebesatz hat sich insgesamt erhöht. Im Jahr 2005 waren in Brandenburg 2,9 Personen je 100 ha beschäftigt. Obwohl in der Region seit der Wiedervereinigung ein starker Rückgang der landwirtschaftlichen Arbeitsplätze zu verzeichnen war, spielt der Agrarsektor mit einem Anteil von mehr als 8 % der Beschäftigten immer noch eine wichtige Rolle (MÜLLER et al. 2002).

3.2 Das Modellsystem MODAM

Die Modellierung der ausgewählten Modellregion Prenzlau-West erfolgt mit dem Modellsystem MODAM (Multi-Objective Decision support system for Agroecosystems Management), das am ZALF Müncheberg entwickelt wurde (ZANDER & KÄCHELE 1999; ZANDER et al. 1999). Zielsetzung der Modellentwicklung von MODAM war es, ein Planungs- und Erklärungsmodell bereitzustellen, das Handlungs- und Entscheidungsoptionen in landwirtschaftlichen Betrieben vor dem Hintergrund aktueller und zukünftiger agrarpolitischer Rahmenbedingungen abbildet und dabei Aussagen zu den ökonomischen und ökologischen Folgewirkungen und deren Wechselbeziehungen zulässt. Die Modellergebnisse können zur Unterstützung von Entscheidungen auf Betriebs- und Politikebene eingesetzt werden (ZANDER 2001).

MODAM besteht aus hierarchisch verknüpften Modulen auf drei Ebenen (siehe Abb. 11).

Abb. 11: Aufbau und Struktur des Modellsystems MODAM



Quelle: verändert nach ZANDER (2003: 52)

Die erste Ebene enthält die deskriptive Datenbasis zur detaillierten Beschreibung der Produktionsverfahren der Pflanzen- und Tierproduktion. Die zweite Ebene besteht aus den verschiedenen Modulen zur ökonomischen und ökologischen Bewertung der Produktionsverfahren. In der dritten Ebene werden schließlich die Betriebsmodelle gebildet und mittels linearer Programmierung die Simulationsläufe gestartet. Der modulare Aufbau bietet verschiedene Vorteile. So können die verschiedenen Module unabhängig voneinander weiterentwickelt, verbessert und ergänzt werden,

indem einzelne Bausteine einfach ausgetauscht werden. Darüber hinaus trägt der modulare Aufbau zur Übersichtlichkeit bei und hilft bei der Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse. Da die Outputs eines Moduls als Inputs anderer Module dienen, können an den Schnittstellen leicht Plausibilitätsprüfungen durchgeführt werden. Das Modellsystem MODAM ist ein ACCESS¹²-basierter Verbund mehrerer Datenbanken, die in die drei Hierarchieebenen von MODAM eingebunden sind. Im Folgenden werden die Abläufe auf den drei Ebenen kurz erläutert. Eine ausführlichere Darstellung des Modellsystems MODAM findet sich bei KÄCHELE (1999) und ZANDER (2003).

3.2.1 Beschreibung der Produktionsverfahren

Die erste Ebene von MODAM (siehe Abb. 11) enthält die deskriptive Datenbasis zur Beschreibung der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren für Pflanzenbau (auch Anbauverfahren) und Tierhaltung (auch Haltungsverfahren). Ein Produktionsverfahren umfasst die Summe aller Einzelmaßnahmen nach Art, Zeitraum und Ausprägung, die der Erreichung eines frucht- bzw. nutzungs-spezifischen Produktionszieles dienen (BACHINGER & ZANDER 2003). Produktionsziel in diesem Sinne stellt die Erzeugung bestimmter pflanzenbaulicher bzw. tierischer Erzeugnisse dar. In MODAM wurden Produktionsverfahren für die Produktionssysteme integrierter und organischer Landbau definiert. Unter Produktionssystem soll hier das gesamtbetriebliche Konzept verstanden werden, das die grundsätzlichen Verfahrensweisen bei der Produktion der Erzeugnisse bestimmt. Nach BAEUMER (1992) können insgesamt drei Produktionssysteme unterschieden werden: konventioneller (auch intensiver), integrierter sowie organischer (auch ökologischer) Landbau (Tab. 8).

Tab. 8: Merkmale unterschiedlicher Produktionssysteme im heutigen Landbau

Merkmale	Konventionell	Integriert	Organisch
Produktionsziel	Massenproduktion mit bestimmtem Qualitätsstandard		besondere Produktqualität, verbunden mit meist geringerer Menge
Verfahrensweise	Spezialisierung auf die wirtschaftlich vorzüglichsten Produkte; Einsatz außerbetrieblicher Produktionsmittel bis an die Grenze der Wirtschaftlichkeit	Zurücknahme der Spezialisierung, Nutzung natürlicher Regelmechanismen. Begrenzung des Einsatzes von Stickstoff und chemischen Pflanzenbehandlungsmitteln	Betonung betriebsinterner Nährstoffkreisläufe, Tier- und Pflanzenproduktion im Verbund. Verzicht auf synthetische Dünge- und Pflanzenbehandlungsmittel
Beachtung von Umweltschäden	nur bei Vorlage gesetzlicher Ver- und Gebote	freiwillige Einhaltung von Belastungsgrenzen, Schonung des Naturhaushaltes und Förderung der Artenvielfalt	
Vermarktung	i.d.R. ohne spezielle Vermarktung der Produkte	Entwicklung besonderer Absatzwege, angestrebter Verbund zwischen Produzent und Käufer	
Kennzeichnung	produktorientierte Produktionsweise	Versuch der Harmonisierung von produkt- und systemorientierter Produktionsweise	systemorientierte Produktionsweise

Quelle: nach BAEUMER (1992: 486).

¹² ACCESS ist ein Produkt von Microsoft (www.microsoft.com) und gehört zum Office-Paket.

Es wird jeweils ein sogenanntes Standardproduktionsverfahren definiert, welches die gegenwärtig in der Praxis am häufigsten angewendete Produktionsweise repräsentiert. Weiterhin werden vom Standardverfahren abweichende Produktionsalternativen festgelegt, welche die Handlungsspielräume in der Ausgestaltung der Produktion aufzeigen sollen. Ein Großteil der für die Beschreibung der MODAM-Produktionsverfahren notwendigen Daten, wie z.B. die Schätzung der Erträge, basiert auf Expertenwissen (vgl. ZANDER 2003). Technische Informationen wurden überwiegend aus den Standarddatentabellen zur Betriebskalkulation des KTBL¹³ (u.a. KTBL 2004) übernommen. Preise werden jährlich nach den Erzeugerpreisstatistiken der ZMP¹⁴ (z.B. ZMP 2006) aktualisiert. Weitere Datenquellen stellen die Futterwerttabellen der DLG¹⁵ (u.a. DLG 1997; DLG 1991) dar.

Die Beschreibung der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren in MODAM umfasst die differenzierte Darstellung aller Einzelmaßnahmen, angefangen bei der Grundbodenbearbeitung, über Aussaat, Düngung, Pflanzenschutz, mechanische Pflegemaßnahmen bis hin zur Ernte der Produkte. Die Beschreibung der Verfahren erfolgt so detailliert wie möglich, aber dennoch so flexibel wie nötig, um die langjährige Praxis im Mittel der Jahre wiedergeben zu können. Die Definition der Verfahren wird differenziert nach Bodenqualität vorgenommen. Als Maß für die Bodenqualität wird die Ackerzahl herangezogen. Insgesamt werden vier Ackerzahlklassen unterschieden. Es wird dabei unterstellt, dass Bodenqualität und Anbauintensität positiv korrelieren, d.h. dass bessere Böden intensiver bewirtschaftet und auf ihnen höhere Erträge erwirtschaftet werden. Die Erträge wurden für Ackerland nach einem Ertragsmodell von ROTH (1995) und für Grünland nach einem Ansatz von SCHALITZ (1995) geschätzt. Die Verfahren des organischen Landbaus wurden von BACHINGER definiert (vgl. BACHINGER & ZANDER 2007). In die Ertragsschätzung fürs Ackerland gehen auch Fruchtfolgeeffekte durch die Vorfrucht mit ein. Dies ist insbesondere für die organischen Verfahren wichtig, da hier die N-Versorgung nur durch die richtige Abfolge N-fixierender und N-zehrender Kulturen gewährleistet wird (BACHINGER & ZANDER 2003). Der Düngungsbedarf an NPK wird unter Berücksichtigung des Ertragspotenzials und der über die Ernteprodukte entzogenen Nährstoffmengen berechnet. Der Pflanzenschutz wird je nach klimatisch bedingtem Schaderregerdruck differenziert. Bei den organischen Verfahren werden weder Pflanzenschutz- noch mineralische Düngemittel angewendet. Das Klima wird durch die Einteilung Deutschlands in Klimagebiete berücksichtigt, für die jeweils bestimmte Jahresdurchschnittstemperaturen und -niederschläge unterstellt werden (KTBL 1996). Tab. 9 zeigt einen Datenbankauszug zur Beschreibung des Standardverfahrens „WWE1100a38“ zur Produktion von Winterweizen. Der alphanumerische Schlüssel jedes Produktionsverfahrens beinhaltet Informationen über die angebaute Kulturart (Kult), das Produktionssystem (ProdSys), die Vorfruchtgruppe (VorFrGr), die Anbauweise (Anbauw) und die Ackerzahlklasse (AZKL). Die Bedeutung der einzelnen Spalten wird im Text erläutert.

¹³ KTBL = Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, www.ktbl.de

¹⁴ ZMP = Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle, www.zmp.de

¹⁵ DLG = Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft, www.dlg.org

Tab. 9: Beschreibung des MODAM-Pflanzenproduktionsverfahrens „WWE1100a38“

ID	WWE1100a38	Erklärung des alphanumerischen Schlüssels	
WWE	Kultur (Kult)	Winterweizen	
1	Produktionssystem (ProdSys)	Integriert	
1	Vorfruchtgruppe (VorFrGr)	Getreide	
00	Anbauweise (Anbauw)	Standard = Bodenbearbeitung mit dem Pflug, keine Untersaat, keine Zwischenfrucht, keine organische Düngung, keine Ernte der Nebenprodukte (Stroh)	
a	Sonstige	(keine besondere Spezifikation)	
38	Ackerzahlklasse (AZKL)	mittlere Bodenqualität (Ackerzahlen zwischen 31-45)	

ArbGangNr	Beschreibung ArbGangNr	Jahr	AZS	Zeitspanne		BetrMtNr	Beschreibung BetrMtNr	ArbVerNr	AZKL 38 (31-45)		
				von	bis				MasHäuf	Menge	NatGr
407	Schwergrubbern	0	SG	21.7	31.8	0		40706000	1	0	0
402	Pflügen mit Nachläufer	0	KE	1.9	20.10	0		40308001	1	0	0
410	Gerätekombination, Saatbettbereitung	0	RE	1.10	17.11	0		41009000	1	0	0
601	Aussaat Getreide mit Drillmaschine	0	RE	1.10	17.11	30601000	Winterweizen	60111000	1	180	180
563	Mineraldünger laden	0	SG	21.7	31.8	0		56301000	1,25	1139	0
504	Mineraldünger streuen, Großbehälter	0	SG	21.7	31.8	31310100	Phosphat, 100% P2O5 ungesackt	50415000	1	118	24
504	Mineraldünger streuen, Großbehälter	0	SG	21.7	31.8	31315100	Kali, 100% K2O ungesackt	50415000	1	159	64
504	Mineraldünger streuen, Großbehälter	0	SG	21.7	31.8	31331000	Kalk, 100 % CaO ungesackt	50415000	0,25	2000	1000
563	Mineraldünger laden	1	FB	16.3	5.5	0		56301000	1	407	0
503	Mineraldünger streuen, Schleuder- u. pneumatisch	1	FB	16.3	5.5	31300011	Stickstoff: 33% Harnst.+ 67% KAS, 33,3% N, gesackt	50319000	2	203	203
711	Pflanzenschutzmittel ausbringen	1	FB	16.3	5.5	32342410	Getreideläuse	99999999	0,5	0	1
711	Pflanzenschutzmittel ausbringen	1	FB	16.3	5.5	32343410	Halmbruch	71112000	0,5	200	1
711	Pflanzenschutzmittel ausbringen	1	FB	16.3	5.5	32349020	Vogelmiere, Klettenlabkraut	71112000	1	200	1
711	Pflanzenschutzmittel ausbringen	1	HH	6.5	4.7	32347410	Halmverkürzung, Getreide	99999999	1	0	1
711	Pflanzenschutzmittel ausbringen	1	HH	6.5	4.7	32343420	Mehltau u. Septoria	71112000	1	200	1
801	Mährdrusch - Getreide	1	SG	21.7	31.8	60601000	Winterweizen	80106000	1	57	57
3000	Ertrag an Produkten	1	SG	21.7	31.8	60601000	Winterweizen	30000000	1	1	57
511	Strohdüngung; Häckselaggregat am Mähdescher	1	SG	21.7	31.8	0		51101000	1	57	0
871	Korntransport	1	SG	21.7	31.8	0		87133001	1	57	0
805	Lohntrocknung - Getreide, b. 4% Wasserentzug	1	SG	21.7	31.8	0		80501000	1	57	0
881	Korn einlagern	1	SG	21.7	31.8	0		88103000	1	57	0

- ArbGangNr = Arbeitsgangnummer
- AZS = Arbeitszeitspanne
- BetrMtNr = Betriebsmittelnummer
- ArbVerNr = Arbeitsverfahrensnummer
- AZKL = Ackerzahlklasse
- MasHäuf = Maßnahmenhäufigkeit
- Menge = Transportmenge
- NatGr = Naturalgröße

Quelle: Datenbankauszug Modellsystem MODAM, deskriptive Datenbasis, Pflanzenproduktion

Die Arbeitsgangnummer (ArbGangNr) ist eine numerische Kodierung für die einzelnen Maßnahmen, wie Aussaat, Ernte etc., die zu einem Produktionsverfahren gehören. Das Jahr gibt an, ob dieser Arbeitsgang bereits im Vorjahr oder im Erntejahr durchgeführt wird. Die Arbeitszeitspanne (AZS) wird jedem Arbeitsgang als Zeitfenster der Durchführung zugewiesen. Sie bezeichnet die Zeitspanne in dem die jeweiligen Feldarbeiten in einem bestimmten Klimagebiet durchgeführt werden. Die Betriebsmittelnummer (BetrMtNr) ist ein numerischer Schlüssel für das eingesetzte Betriebsmittel, wie z.B. Dünge- oder Pflanzenschutzmittel. Die Arbeitsverfahrensnummer (ArbVerNr) beschreibt die je Arbeitsgang verwendete Arbeitstechnik. Es werden jeweils ein Zuggerät und bis zu drei Anbaugeräte codiert. Die Maßnahmenhäufigkeit (MasHäuf) kann räumlich und zeitlich interpretiert werden. Eine Maßnahmenhäufigkeit von 0,5 bedeutet entweder, das dieser Arbeitsgang nur jedes zweite Jahr, wie z.B. bei der Kalkung der Flächen, oder nur auf der Hälfte der Fläche durchgeführt wird, wie z.B. im Falle einer Teilflächenbehandlung beim Pflanzenschutz. Die Naturalgröße (NatGr) gibt die eingekaufte Produktmenge an, während die Menge (Menge) die transportierte Masse angibt. Transportmenge und Naturalgröße sind meistens identisch, z.B. für fast alle Düngungsmaßnahmen, weichen jedoch z.B. für Pflanzenschutzmaßnahmen voneinander ab, da sich die Naturalgröße hier auf das eingekaufte Präparat und die Menge auf die angemischte Pflanzenschutzbrühe bezieht.

Die Grünlandverfahren werden hinsichtlich Nutzungsart und -intensität differenziert. Als Nutzungen werden Grünfütter-, Heu-, Silage oder Weidenutzung unterschieden. Je nach Nutzungsart und -intensität werden Bearbeitungsstermine, Erträge und Futterqualitäten in Abhängigkeit vom Bergungs- und Konservierungsverfahren differenziert. Neben den Standardverfahren werden je Fruchtart, in MODAM sowie auch i.F. kurz als „**Kultur**“ bezeichnet, auch verschiedene Anbaualternativen definiert, die sich vom Standardverfahren z.B. dadurch unterscheiden, dass die Bodenbearbeitung pfluglos erfolgt, die Beikrautkontrolle mechanisch statt chemisch durchgeführt wird, bestimmte Arbeitsgänge zeitlich verschoben stattfinden, andere Betriebsmittel verwendet oder diese in veränderter Häufigkeit und Menge appliziert werden. Tab. 10 fasst die Differenzierungsmöglichkeiten der Produktionsverfahren in MODAM zusammen.

Tab. 10: Differenzierungsmöglichkeiten der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren

Differenzierungskriterium	Ackerland	Dauergrünland
Nutzung	Verkauf (Marktfrüchte), Verfütterung (Ackerfutter)	Grünfütter- Heu-, Silage- oder Weidenutzung
Produktionssystem	Integriert, Organisch	Intensive, Extensive Nutzung
Vorfruchtgruppe	Getreide und ähnliche, Blatt-/Hackfrüchte, Körner- oder Futterleguminosen	Grünland
Anbauweise:		
- Bodenbearbeitung	mit Pflug, pfluglos	-
- Nebenkultur	Untersaaten, Zwischenfrüchte, ohne	-
- Düngung	mineralisch, organisch (Fest-, Flüssigmist)	mineralisch
- Nebenprodukte	mit, ohne (z.B. Strohbergung ja/nein)	-
- Erstnutzung	-	ab 1.6., 15.6., 1.7., 15.7., 1.8., 15.8.
Standortqualität	25, 38, 50	-
Arbeitsgänge (ArbGangNr)	z.B. Aussaat, Düngung, Bodenbearbeitung etc.	
Bearbeitungsstermine (AZS)	Arbeitszeitspannen laut KTBL, siehe KTBL (1996: 56 ff.)	
Betriebsmittel (BetrMtNr)		
Arbeitsverfahren (ArbVerNr)	Differenzierung u.a. nach Produktionssystem, Betriebstyp, Ackerzahlklasse (Ertragspotenzial), Parzellengrößenklasse etc.	
Häufigkeit (MasHäuf)		
Aufwandmengen (NatGr)		

In der für diese Arbeit verwendeten Datenbasis sind 327 pflanzenbauliche Anbauverfahren für Acker- und Grünland beschrieben (siehe Anhang A - 1). Diese wurden jeweils noch für 3 Standortqualitäten auf Ackerland und 2 Nutzungsintensitäten auf Grünland differenziert.

Die Varianten der Tierhaltung werden über Tiergruppe, Rasse, Leistungsklasse, Fütterungssystem, Herdengröße sowie Entmistungsart charakterisiert. Alle diese Informationen sind im alpha-numerischen Schlüssel jedes Tierproduktionsverfahrens enthalten. Für das Tierproduktionsverfahren „18015K200G“ setzt sich der Schlüssel z.B. wie in Tab. 11 aufgeschlüsselt zusammen.

Tab. 11: Beschreibung des Tierproduktionsverfahrens „18015K200G“

ID	18015K200G	Erklärung des alphanummerischen Schlüssels
18	Tiergruppe	Milchkühe
01	Tierrasse	Holstein Friesian
5	Leistungsklasse	6500-7000 kg Milch/Jahr
K	Futtersystem	Konservierungsfutter
200	Herdengröße (Stallplätze)	200 Tiere
G	Entmistungssystem	Flüssigmist

Jedes Tierproduktionsverfahren umfasst verschiedene Alterstufen. Bei der Mast sind dies z.B. die einzelnen Mastabschnitte, bei der Zucht die einzelnen Altersabschnitte vom Jungtier bis zum erwachsenen Zuchttier und bei der Milchproduktion die verschiedenen Alterstufen vom Kalb über Fresser, Jungtier, Färsen bis zur Milchkuh mit Nachkommen.

Derzeit sind in MODAM Tierproduktionsverfahren für die Rindvieh- (u.a. Milchkuh-, Mutterkuhhaltung, Mastbullen etc.), Schweine- (u.a. Mastschwein-, Zuchtsauhaltung etc.), Pferde-, Damwild-, Schaf- sowie Geflügelproduktion vorhanden. Je Tiergruppe können verschiedene Leistungsprofile durch Einbeziehung der Tierrasse (z.B. bei Mutterkühen die Rassen Deutsche Angus, Charolais, Galloway etc.) berücksichtigt werden. Je nach Art und Intensität der Haltung werden verschiedene Leistungsniveaus unterstellt. Bei der Mast erfolgt die Einteilung nach täglichen Zunahmen, in der Zucht über die Zahl der Nachkommen und bei der Milchviehhaltung über die jährliche Milchleistung. Bei der Fütterung wird je nach Futterzusammensetzung differenziert nach selbstproduziertem Konservierungs-, Grünfütterung oder Weidehaltung bzw. Zukauffutter, wobei Mischfütterungssysteme möglich sind. Über die Herdengröße werden mögliche Skaleneffekte abgebildet. Die Herdengröße muss zur Gebäudeausstattung der Betriebe passen und wird durch die verfügbaren Stallplätze im Betrieb bestimmt. Bei den Entmistungssystemen wird die Entmistung über Gülle oder Festmist unterschieden.

3.2.2 Ökonomische Partialanalyse

Die zweite Ebene von MODAM besteht aus den Modulen zur ökonomischen und ökologischen Bewertung der Produktionsverfahren. Für die ökonomische Partialanalyse der Verfahren wird der Deckungsbeitrag als Differenz aus Erlös und variablen Produktionskosten herangezogen. Die Erlöse ergeben sich aus den zu den aktuellen Marktpreisen bewerteten pflanzlichen und tierischen Erzeugnisse sowie den Prämienansprüchen. Auf der Kostenseite werden in der Pflanzenproduktion Betriebsmittelkosten (z.B. Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel), Betriebskosten für eingesetzte Schlepper und Geräte (Treib- und Schmierstoffe), die Kosten für Arbeitskräfte sowie die Zins- und Pachtkosten berücksichtigt. Bei den Tierproduktionsverfahren bestehen die variablen Kosten aus den Kosten für die Bestandsergänzung, den Tierarzt- und Tierhygienekosten, Beiträge für Versicherungen und Verbände sowie Zins-, Arbeits-, Maschinen- und Futterkosten. Die Kostenkalkulation ist u.a. abhängig von den für den Betrieb zugrunde gelegten Hof-Feld-Entfernungen (Transportkosten), Flächengrößen (mögliche Bearbeitungsbreiten, Anzahl Wendemanöver etc.) und den eingesetzten Arbeitsverfahren (Schlepperleistung etc.). Die Fixkosten werden im Pflanzenbau auf die Verfahren angerechnet, da davon ausgegangen wird, dass die Schlepper und Geräte oberhalb ihrer Abschreibungsschwelle genutzt werden. In der Tierhaltung

werden die Fixkosten je Stallplatz umgelegt.

Der in MODAM berechnete Deckungsbeitrag dient als ökonomischer Indikator und wird für die Beantwortung der Fragestellung 2 der Arbeit (vgl. Kap. 1.2, Box 1): Wie sind die einzelnen Produktionsverfahren ökonomisch zu bewerten? herangezogen. Die Berechnung war jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit, sondern beruht auf den Arbeiten von (KÄCHELE 1999; ZANDER 2003 und SCHULER 2008).

3.2.3 Ökologische Partialanalyse

Die ökologische Partialanalyse dient der Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Umweltwirkung. Die Bewertung erfolgt indikatorenbasiert (z.B. Nitrataustrag ins Grundwasser). Zu jedem Indikator wird ein Umweltqualitätsziel definiert (z.B. Schutz des Grundwassers vor Nitratreinträgen). Ergebnis der Bewertung ist ein sogenannter Zielerreichungsgrad (ZEG). Er gibt die Eignung eines Verfahrens an, ein bestimmtes indikatorbezogenes Umweltqualitätsziel zu erreichen. Der ZEG kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Je näher der ZEG an 1 ist, desto höher ist die Eignung des Verfahrens. Ein erster Bewertungsansatz für die ökologische Partialanalyse der MODAM-Verfahren wurde im Rahmen des Schorfheide-Chorin-Projektes¹⁶ von MEYER-AURICH (2001) entwickelt. Dieser Bewertungsansatz berücksichtigte insgesamt sieben Indikatoren, die speziell für das Untersuchungsgebiet des Projektes ausgewählt worden waren. Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war es u.a., diesen Modellansatz methodisch weiterzuentwickeln und für eine andere Region übertragbar zu machen. Eine detaillierte Darstellung der Vorgehensweise für den im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Ansatz zur ökologischen Bewertung erfolgt im Kap. 3.3.2 und bezieht sich auf die Fragestellung 1 der Arbeit (vgl. Kap. 1.2, Box 1): Wie können pflanzenbauliche Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Wirkung auf ausgewählte abiotische und biotische Indikatoren bewertet werden?

Da sowohl die ökonomische als auch ökologische Partialanalyse einzelne Produktionsverfahren unabhängig vom betrieblichen Kontext betrachtet, stehen die Ergebnisse bereits im Vorfeld der Simulation der betrieblichen Ressourcenallokation durch Lineare Programmierung (LP) zur Verfügung und können in der integrierten Analyse berücksichtigt werden.

3.2.4 Integrierte Analyse im LP-Betriebsmodell

Das Betriebsmodell führt die technischen, ökologischen und ökonomischen Daten der Produktionsverfahren zusammen, stellt deren gegenseitige Abhängigkeiten dar und setzt die potenziell möglichen Produktionsverfahren in Bezug zu den betrieblichen Ressourcen und Zielen. Dazu müssen in MODAM zunächst die landwirtschaftlichen Betriebe beschrieben werden. Ein Betrieb wird hierbei als ein zweigeteiltes offenes System, bestehend aus den Betriebszweigen Pflanzenbau und Tierhaltung angesehen. Während der Pflanzenbau für sich allein stehen kann (z.B. reine Ackerbaubetriebe), kann die Tierhaltung nicht ohne pflanzenbauliche Aktivitäten realisiert werden,

da sie durch verschiedene Restriktionen zwingend an die Pflanzenproduktion gebunden ist. So müssen bspw. für die anfallenden Wirtschaftsdünger entsprechende pflanzenbauliche Verfahren mit organischer Düngung vorhanden sein, da ein Verkauf von Wirtschaftsdüngern nicht vorgesehen ist. Auch bei Haltungssystemen mit Einstreu müssen entsprechende Pflanzenproduktionsverfahren mit Strohbergung zur Verfügung stehen. Zusätzlich ist die Tierhaltung über die Fütterung mit dem Pflanzenbau verbunden. Als Futter können nicht-marktfähige Nebenprodukte (Stroh) sowie auf Ackerland oder Dauergrünland erzeugtes Wirtschaftsfutter eingesetzt werden. Der Zukauf von Futter ist ebenfalls möglich. Den Betrieb verlassen die erzeugten marktfähigen pflanzlichen und tierischen Erzeugnisse. Von außen bezieht der Betrieb die diversen Betriebsmittel (z.B. Saatgut) sowie Tiere für die Bestandsergänzung. Weitere Faktoren sind die betriebliche Ausstattung mit den Produktionsfaktoren Arbeit, Land und Kapital sowie die szenariospezifischen agrar-politischen Rahmen- und Standortbedingungen. In MODAM können sowohl einzelne oder mehrere individuelle Betriebe als auch sogenannte Regionshöfe eingerichtet werden, bei denen die gesamte Untersuchungsregion als ein Betrieb interpretiert wird.

Für die Simulationsläufe gilt die Annahme, dass der Betriebsleiter als unabhängiger Entscheider ökonomisch rational handelt und eine Gewinnmaximierung für seinen Betrieb anstrebt, um dessen wirtschaftliches Überleben langfristig zu sichern. Besondere persönliche Fähigkeiten des Betriebsleiters sowie dessen Wissensstand über ökologische Zusammenhänge und Umweltrisiken werden nicht berücksichtigt. Die Generierung der LP-Teilmatrizen erfolgt in ACCESS. Die Teilmatrizen sind thematisch strukturiert und über Transferzeilen und -spalten miteinander verknüpft. Je nach dem zu untersuchenden Problem können einzelne Matrizen vom MODAM-Nutzer an- oder abgewählt werden. So werden z.B. für einen Ackerbaubetrieb die Matrizen für Tierhaltung und Fütterung deaktiviert. Die Teilmatrizen werden dann an einen externen Solver XA¹⁷ übergeben und zu einer Gesamtmatrix zusammengeführt. Die Lösung erfolgt mittels Linearer Programmierung, einem Verfahren zur Optimierung linearer Zielfunktionen über ein System an linearen Gleichungen und Ungleichungen nach dem Simplexalgorithmus. Der Simplexalgorithmus ist ein bewährtes Verfahren in der linearen Optimierung, da es i.Allg. schneller zu einer Lösung gelangt als andere Verfahren. Es löst ein Problem nach endlich vielen Schritten exakt oder stellt dessen Unlösbarkeit oder Unbeschränktheit fest. Nach Start der Simulation konkurrieren die Produktionsverfahren im LP-Modell um die effizienteste Verwertung der betriebseigenen Produktionsfaktoren (Flächenanspruch, Arbeitszeitbedarf, eingesetztes Kapital für Betriebsmittelkosten etc.). Dem gegenüber steht ihr Erlös durch den Verkauf oder durch die betriebliche Weiternutzung (z.B. als Futter) der erzeugten Produkte. Durch die Auswahl bestimmter Produktionsverfahren können auch Prämien eingelöst werden. Zusätzlich schränken bestimmte Restriktionen den Lösungsraum ein. Dazu zählen Kontingentierungen (z.B. für Milch oder Zuckerrüben), Fruchtfolgerestriktionen (z.B. phytosanitäre Gründe, chronologische und technologische Machbarkeit) sowie die Restriktionen,

¹⁶ Projekt „Naturschutz in der offen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“, gefördert von BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) und DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt). Die Projektergebnisse wurden u.a. veröffentlicht in FLADE et al. (2003) sowie in englischer Fassung in FLADE et al. (2006).

¹⁷ Der XA (eXtended Application)-Solver ist ein Produkt der Sunset Software Technology, San Marino, Californien, USA (www.sunsetsoft.com).

die sich durch die Abhängigkeiten zwischen Tier- und Pflanzenproduktion ergeben. Zielfunktion des Systems ist die Maximierung des Gesamtdeckungsbeitrags des Betriebes. Zusätzlich können ökologische Zielsetzungen berücksichtigt werden, diese gehen ebenfalls als Restriktionen in den LP-Lauf ein. Aus der Menge aller möglichen Produktionsverfahren werden mit Hilfe des Optimierungsverfahrens diejenigen ausgewählt, welche sich mit den im Betrieb vorhandenen Produktionsressourcen unter den gewählten Rahmenbedingungen am besten realisieren lassen.

Im Allgemeinen wird in MODAM je Simulationslauf ein mittleres Wirtschaftsjahr abgebildet. Da sich die Rahmenbedingungen von Jahr zu Jahr ändern können und auch Produktionsentscheidungen vom Landwirt i.d.R. für den Verlauf eines Wirtschaftsjahres geplant werden. Es können jedoch auch mehrere Jahre in Folge zur Abbildung von Fruchtfolgen simuliert werden. Dazu gibt es zwei Ansätze: Den statisch-komparativen und den rekursiv-dynamischen Ansatz (vgl. ZANDER 2003: 96). In dieser Arbeit wird der statisch-komparativen Ansatz verwendet. Dabei werden mehrere unabhängige Simulationsläufe in Folge durchgeführt, wobei schrittweise bestimmte Rahmenbedingungen abgeändert werden, um die strukturelle Anpassung des Betriebes etc. wiederzugeben.

3.2.5 Modellergebnisse und Szenarienrechnungen

Als Ergebnis wird zunächst die ökonomisch optimale **Produktionsstruktur** unter den jeweiligen Rahmenbedingungen ermittelt, die den maximalen Deckungsbeitrag liefert. Vom Solver werden die Ergebnisse wieder an ACCESS zurückgegeben und in entsprechende Datenbanktabellen abgelegt. Für die Pflanzenproduktion wird die Flächenbelegung der einzelnen Verfahren, eingesetzte Betriebsmittelmengen, Erträge, Prämienbeanspruchung etc. wieder gegeben. Für die Tierproduktion sind Information über Anzahl der gehaltenen Tiere, Zu- und Verkäufen, eingelöste Prämien, etc. den entsprechenden Tabellen zu entnehmen. Weiterhin werden Ergebnisse zu den eingesetzten Produktionsfaktoren, wie genutzte und nicht genutzte Flächen, benötigte Arbeitskräfte und eingesetztes Kapital, geliefert. Darüber hinaus werden die **ökologischen Wirkungen** der einzelnen Verfahren sowie des Gesamtbetriebs über die erreichten Zielerreichungsgrade abgebildet. Durch weitere Modellläufe können ökologische Zielsetzungen durch eine schrittweise Verschärfung der ökologischen Restriktionen weiter erhöht und die Auswirkungen auf den Gesamtdeckungsbeitrag des Betriebes ermittelt werden. Daraus lassen sich Aussagen zu möglichen Kosten machen, die mit der Erreichung bestimmter Umweltwirkungen verbunden sind. Kosten werden i.d.R. durch Ertragsverluste auf Verfahrensebene oder durch eine sub-optimale Verwendung der Ressourcen auf Betriebsebene verursacht, welche mit der Verschärfung der ökologischen Restriktionen einher gehen. Zusätzlich können auch Wechselbeziehungen zwischen verschiedenen Umweltwirkungen abgeleitet werden. Die Zusammenhänge lassen sich gut über **Trade-off**-Funktionen visualisieren. Trade-offs dienen der Veranschaulichung von Zieldivergenzen oder –kongruenzen. Im Falle von Zieldivergenzen zeigen sie an, welche Abstriche man beim Erreichen eines Zieles machen muss, um dem anderen Ziel ein Stück näher zu kommen. Die simulierte Landnutzung kann in die Fläche projiziert und in **Geographischen Informationssystemen (GIS)** als Karte abgebildet werden. Dabei ist ein direkter oder indirekter Flächenbezug möglich (vgl. ZANDER 2003): 14). Ein direkter Flächenbezug ist bei einer schlaggenauen Abbildung der Flächen eines Betriebes möglich. Wird mit Regionshöfen modelliert, wird i.Allg. mit einem indirekten Flächenbezug gearbeitet, wobei Flächen mit ähnlichen Eigenschaften (z.B. hinsichtlich ihres Ertragspotenzials oder bestimmter Sensibili-

täten) zu Schlagtypen zusammengefasst werden, die sich räumlich aber über die gesamte Modellregion verteilen.

Mit Hilfe des Modellsystems MODAM werden Simulationsrechnungen unter verschiedenen Rahmenbedingungen durchgeführt. Grundlage solcher **Szenarien** stellen die Annahmen über mögliche zukünftige Rahmenbedingungen dar. Es können bspw. neue Technologien, prognostizierte Preisentwicklungen oder unterschiedliche agrarpolitische Instrumente im Hinblick auf ihre einzelbetrieblichen wirtschaftlichen und ökologischen Wirkungen untersucht werden (ZANDER & KÄCHELE 1999). In MODAM kann die Wirkung sowohl ordnungspolitischer als auch anreizorientierter Politikinstrumente analysiert werden. Ordnungspolitische Instrumente (Verbote) werden durch zwingend zu erfüllende Restriktionen umgesetzt, anreizorientierte Instrumente durch die Vergabe von zusätzlichen Prämien. Die Möglichkeit in MODAM Szenarienrechnungen durchführen zu können wurde zur Beantwortung der Fragestellung 4 dieser Arbeit genutzt (vgl. Kap. 1.2, Box 1): Wie kann die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsverfahren durch Politikinstrumente gefördert werden? Eine Beschreibung der für diese Arbeit untersuchten Szenarien ist in Kap. 6 zu finden.

3.2.6 Bisherige Anwendungen von MODAM

Das Modellsystem MODAM wurde bisher bzw. wird gegenwärtig für verschiedenste Probleme in unterschiedlichen Regionen angewendet (siehe Tab. 12).

Tab. 12: Bisherige Anwendungen von MODAM (Übersicht)

Anwendung	modellierte Region	Literatur
Ökonomische Bewertung der Auswirkungen großflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft	Naturpark Unteres Odertal, Brandenburg (D)	KÄCHELE (1999)
Vereinbarkeit von Naturschutz und Landwirtschaft in Schutzgebieten	Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Brandenburg (D)	ZANDER (2003); MEYER-AURICH (2001)
Landwirtschaft und Bodenschutz	Region „Prenzlau-West, Brandenburg (D)	SCHULER (2007, in Vorbereitung)
Einzelbetriebliche Evaluierung der Umsetzung von Umweltzielen eines Landschaftsplanes	Einzelbetrieb, Neuzelle Brandenburg (D)	(RUNGE 2003)
Betriebliche Nutzungskosten der Integration von Maßnahmen zur Erosionsvermeidung	Versuchsbetrieb Kloostergut Scheyern, Bayern (D)	MEYER-AURICH (2005); MEYER-AURICH et al. (2001)
Landwirtschaft und Wasserschutz	Grand-River Wassereinzugsgebiet, Ontario (Kanada)	STONEHOUSE (2004)
Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus	Naturschutzhof Brodowin, Brandenburg (D)	STEIN-BACHINGER et al. (2005b); UTHES (2005);
Beurteilung der Habitatqualität von Äckern	Deutschland	STACHOW et al. (2002a; 2002b; 2002c)
Micro-economic instruments for impact assessment of multifunctional agriculture to implement the Model of European Agriculture	Modellregionen in 7 europäischen Ländern (Dänemark, Deutschland, Italien, Slowakei, Frankreich, Ungarn, Polen)	DAMGAARD et al. (2006); SATTLER et al. (2006)

3.3 Ökologische Bewertung mittels Fuzzy-Logik

Im den folgenden Abschnitten wird die Vorgehensweise zur Bearbeitung der Fragestellung 1 der Arbeit (vgl. Kap. 1.2, Box 1): Wie können pflanzenbauliche Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Wirkung auf ausgewählte abiotische und biotische Indikatoren bewertet werden? beschrieben. Da die ökologische Bewertung der Produktionsverfahren mittels eines Fuzzy-Logik basierten Ansatzes vorgenommen wurde, wird der Beschreibung der Vorgehensweise zunächst eine kurze Einführung in die Fuzzy-Logik vorangestellt.

3.3.1 Grundlagen der Fuzzy-Logik

Die Fuzzy-Logik wurde in den 60ern durch den Mathematiker Lotfi A. Zadeh mit Einführung der Theorie der unscharfen Mengen (*fuzzy set theory*) in den USA begründet (ZADEH 1965). Der englische Begriff „*fuzzy*“ lässt sich dabei mit „*unscharf, verschwommen, flaumig, kraus*“ übersetzen (DUDEN OXFORD 1991). Mit Hilfe der Fuzzy-Logik lassen sich im Gegensatz zur Binär-Logik nicht nur die klassischen scharfen Zustände „ja/nein“, „wahr/falsch“ bzw. „0/1“, sondern auch Stufen zwischen diesen Extremen abbilden (TRAEGER 1994). Dadurch besteht die Möglichkeit, auch unsichere und vage Aussagen, die nicht eindeutig mit einem „trifft zu“ oder „trifft nicht zu“ belegt werden können, einer Analyse am Computer zugänglich zu machen. Dies ist von großem Vorteil, da für eine Vielzahl an Abläufen, Zusammenhängen und Problemen nur vage und ungenaue Informationen vorhanden sind (vgl. dazu Kap. 2.1.3). Im Alltag ist die Verarbeitung unscharfer Eindrücke sogar die Regel. Ein Beispiel dafür ist das Autofahren (Box 11).

Box 11: Beispiel „Autofahren“

Jeder Fahrer erfasst beim Lenken eines Fahrzeugs ständig eine Vielzahl an Eindrücken „ungefährer“ Art auf die er reagieren muss, braucht aber in der Regel keine genauen Daten, um eine geeignete Entscheidung treffen zu können. Zum Beispiel wird beim Einfahren in eine Kurve bei „zu hoher“ Geschwindigkeit, diese, angepasst an die Situation (Schärfe der Kurve, Witterungs- und Straßenverhältnisse, Bremsverhalten des Autos, etc.) auf ein „angemessenes“ Niveau gedrosselt. Dies geschieht erfahrungsbasiert, ohne dass dazu präzise Daten, wie die exakte Geschwindigkeit in $\text{km} \cdot \text{h}^{-1}$ oder die genaue Kurvenkrümmung in Grad notwendig wären. Es werden lediglich die jeweils relevanten Information der Situation herausgefiltert, klassifiziert und zur Entscheidungsfindung herangezogen. Der Mensch ist so in der Lage, auch hochkomplizierte Vorgänge überschaubar zu halten und steuern zu

können. Der beschriebene Regelungsvorgang: bei „zu schnellem“ Einfahren in eine Kurve ist die Geschwindigkeit auf ein „angemessenes“ Niveau zu drosseln; lässt sich mit den Mitteln der Binär-Logik nicht ohne weiteres lösen. Denn dazu wäre zunächst eine genaue Festlegung notwendig, was als „zu hohe“ oder „angemessene“ Geschwindigkeit zu interpretieren ist. Dies sind aber keine genau definierbaren, sondern unscharfe, umgangssprachliche, sogenannte linguistische Begriffe. Mit der unscharfen Logik oder Fuzzy-Logik steht jedoch ein Werkzeug zur Verfügung, auch diese ungenauen Informationen formalisieren und rechnergestützt verarbeiten zu können. Die Entscheidungsfindung durch Anwendung von Fuzzy-Logik ist damit der menschlichen Entscheidungsfindung nachempfunden, die i.d.R. auf der Interpretation ungenauer Einschätzungen fußt.

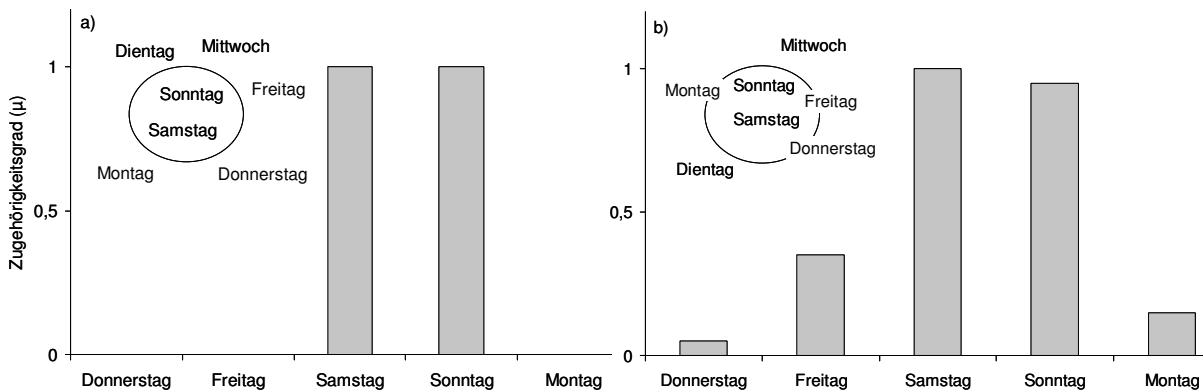
Obwohl die Fuzzy-Logik in den USA begründet wurde, erfolgte die Weiterentwicklung bis zur ersten praktischen Anwendung v.a. in Japan. Erste Anwendungsbeispiele waren das automatische Anfahren und Abbremsen der U-Bahn in Sendai und die Verwacklungsausgleichung bei

Camcordern (TRAEGER 1994:1). Lange Zeit galt die Fuzzy-Logik als wissenschaftlich „unseriös“ (MÜLLER 1997), ist inzwischen aber akzeptiert und findet ein weites Anwendungsspektrum (LAI & HWANG 1994). Heute sind viele klassisch nur schwer automatisierbare Prozesse zur Steuerung, Regelung und Diagnose in einem weiten Anwendungsgebiet u.a. in der Technik, Mathematik, Wirtschaft, Medizin, Psychologie, Philosophie und Meteorologie durch Fuzzy-Techniken beherrschbar. Anwendung findet die Fuzzy-Logik z.B. bei Automatikgetrieben und ABS-Systemen in Kraftfahrzeugen, bei Systemen zur Schrift- und Bilderkennung, der Pulsüberwachung, Computertomografie und Wettervorhersage (BOTHE 1993; TRAEGER 1994). Auch im Bereich der ökologischen Wirkungsabschätzung wird Fuzzy-Logik eingesetzt, so z.B. zur Modellierung von Bodenerosion (MITRA et al. 1998), zur Abschätzung von Nitratauswaschung (MERTENS & HUWE 2002), zur Bewertung des Pestizideinsatzes (VAN DER WERF & ZIMMER 1998), zur Ausgrenzung von Marginalstandorten (CASSEL-GINTZ et al. 1997), zur Bewertung der Tiergerechtheit in der Landwirtschaft (CORNELISSEN 2003) oder zur Einstufung des Bruterfolges bei Feldlerchen (DAUNICHT et al. 1996).

3.3.1.1 Grundbegriffe der Fuzzy-Logik

Die Theorie unscharfer Mengen ist ein aus der klassischen Mengenlehre abgeleitetes mathematisches Konzept zur Verarbeitung verschiedener Arten unscharfer Informationen, die durch sogenannte **unscharfe Mengen** repräsentiert werden. Die Operationen mit den unscharfen Mengen erfolgt nach den Gesetzen der Fuzzy-Logik (auch unscharfe Logik), die sich aus der Binär-Logik (auch scharfe, zweiwertige oder boolsche Logik) ableitet. Die Theorie der unscharfen Mengen kann sowohl als Verallgemeinerung der klassischen Mengenlehre, als auch der Binär-Logik angesehen werden, denn die binäre Logik ist als Sonderfall in der Fuzzy-Logik enthalten (LUTZ & WENDT 1998: 679). Scharfe Mengen liefern eine eindeutige Zugehörigkeitsaussage für die enthaltenen Elemente. Die Frage nach der Zugehörigkeit eines Elementes einer scharfen Menge kann nur mit „ja/nein“, „wahr/falsch“ oder „zugehörig/nicht zugehörig“ beantwortet werden. Beispiele sind die Menge aller Wochentage oder aller Menschen. Aber nicht immer sind Mengen so klar abzugrenzen, wie bspw. bei der Menge der Wochenendtage oder der jungen oder alten Menschen, denn die Übergänge zwischen Werk- und Wochenendtagen oder zwischen jungen und alten Menschen sind nicht klar definiert. Abb. 12 verdeutlicht die Unterschiede zwischen scharfen und unscharfen Mengen anhand des Beispiels der Wochenendtage. Bei Bildung der scharfen Menge der Wochenendtage sind als Elemente nur der Samstag und Sonntag enthalten, da es sich hier um die offiziellen arbeitsfreien Wochentage handelt und nur für diese ein Zugehörigkeitsgrad (μ) von 100 % bzw. in Dezimalschreibweise von 1 erreicht wird. Bei Bildung der unscharfen Menge der Wochenendtage können auch Teilzugehörigkeitsgrade kleiner 1 berücksichtigt werden, z.B. für Donnerstag (entstehendes Wochenendgefühl), Freitag (früher Feierabend), Sonntag (erste Gedanken an die nächste Arbeitswoche) oder Montag (die Wochenendstimmung hält noch etwas an). Als eindeutigen Wochenendtag würde man in diesem Fall nur den Samstag definieren, Dienstag und Mittwoch wären als eindeutige Werkzeuge einzustufen.

Abb. 12: Die Menge der Wochenendtage nach a) Binär-Logik, b) Fuzzy-Logik

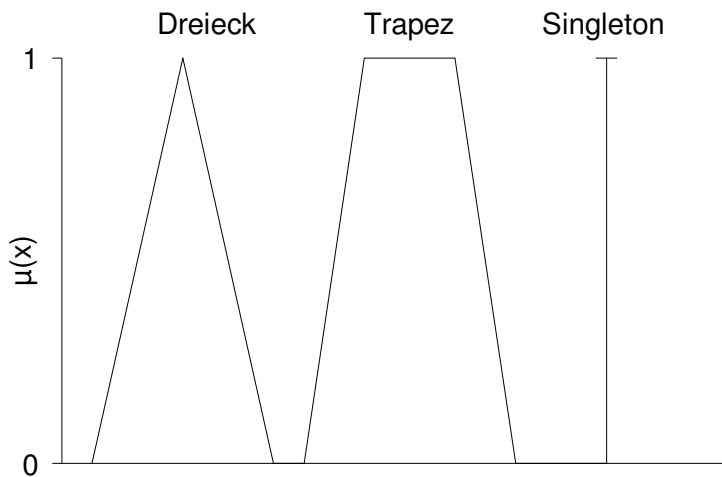


Der **Zugehörigkeitsgrad** ist dabei ein quantitatives Maß dafür, inwiefern das betrachtete Einzelement die Eigenschaft einer Menge erfüllt (TRAEGER 1994: 7). Während im ersten Fall der Zugehörigkeitsgrad zur Menge nur die binären Werte 0 und 1 (1 = ja, wahr, zugehörig; 0 = nein, falsch, nicht zugehörig) annehmen kann, sind bei unscharfen Mengen auch Zugehörigkeitsgrade mit Werten zwischen 0 und 1 möglich¹⁸.

Die Zuordnung der Zugehörigkeitsgrade der einzelnen Elemente einer Menge erfolgt über **Zugehörigkeitsfunktionen**. Eine unscharfe Menge A einer Grundmenge X ist durch ihre Zugehörigkeitsfunktion $\mu_A(x)$ definiert. Die Zugehörigkeitsfunktion $\mu_A(x)$ bildet alle Werte x der Grundmenge X auf das Zahlenintervall $[0, 1]$ ab: $\mu_A: X \rightarrow [0, 1]$. Die Zugehörigkeitsfunktion $\mu_A(x)$ gibt für jeden Wert von x den Zugehörigkeitsgrad von x in A an (LUTZ & WENDT 1998: 679). Neben der mathematischen Darstellung als Funktion können Zugehörigkeitsfunktionen auch grafisch dargestellt werden. Dabei sind ganz unterschiedliche Kurvenformen einsetzbar. Üblich sind stückweise stetige, lineare Funktionen sowie quadratische und e-Funktionen. In dieser Arbeit werden erstere als Dreiecks- und Trapezfunktionen sowie Singletons verwandt (Abb. 13), da der Rechenaufwand bei quadratischen und e-Funktionen im Vergleich zu stetigen, linearen Funktionen erheblich höher ist (LUTZ & WENDT 1998: 686 ff.). Singletons sind unscharfe Mengen, die nur ein Wertepaar $x_I, \mu_A(x_I)$ mit dem Zugehörigkeitsgrad $\mu_A(x_I)=1$ enthalten. Mit Singletons werden häufig die Ausgangsgrößen modelliert (LUTZ & WENDT 1998: 683).

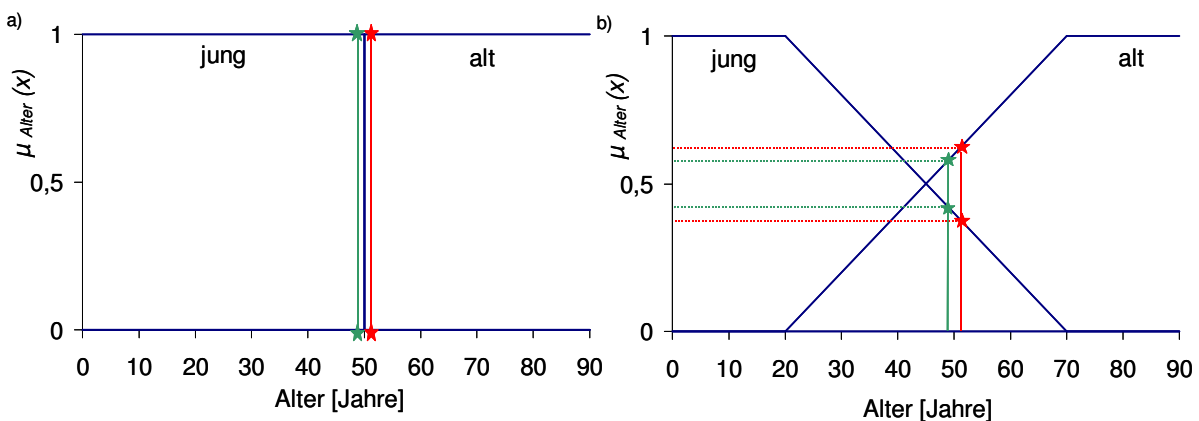
¹⁸ Zu berücksichtigen ist, dass es sich beim Zugehörigkeitsgrad nicht um eine Wahrscheinlichkeit handelt. Eine Wahrscheinlichkeit von 80 % (oder $p_A(x) = 0,8$) bedeutet, dass bei zehnmaliger Betrachtung des Elementes x und der scharfen Menge A das Element achtmal vollständig zu A gehört und zweimal gar nicht. Bei zukünftiger Betrachtung gehört Element eher zu A als nicht. Ein Zugehörigkeitsgrad von 80 % ($\mu_A(x) = 0,8$) bedeutet hingegen, dass bei jeder Betrachtung von x dieses zu 80 % die Eigenschaft der Menge A erfüllt und zu 20 % nicht. Auch bei zukünftigen Betrachtungen von x und A wird x wieder absolut sicher die Eigenschaft der Menge A zu 80 % erfüllen (TRAEGER 1994: 25).

Abb. 13: Grafische Darstellung linearer Zugehörigkeitsfunktionen



Unschärfe Mengen können durch **linguistische Variablen** repräsentiert werden. Damit kann mit den Methoden der Fuzzy-Logik sprachlich formuliertes Wissen mathematisch als unscharfe Variablen (linguistische Variablen) verfügbar gemacht werden. Die Werte von linguistischen Variablen heißen **linguistische Werte oder Terme** (LUTZ & WENDT 1998: 689). Zur Erläuterung soll noch einmal das Beispiel der Menge der jungen und alten Menschen aufgegriffen werden. Entsprechend der umgangssprachlichen Einteilung in „jung“ und „alt“ wird eine linguistische Variable „Alter“ mit den entsprechenden linguistischen Werten (Termen) festgelegt. Durch die Zugehörigkeitsfunktionen werden den einzelnen Termen unscharfe Mengen aus einer Grundmenge X (z.B. alle Altersstufen in Jahren im Intervall 0-90) zugewiesen (Abb. 14). Die Zuordnung ist willkürlich gewählt.

Abb. 14: Die linguistische Variable „Alter“ mit den linguistischen Termen *jung* und *alt* nach a) Binär-Logik und b) Fuzzy-Logik

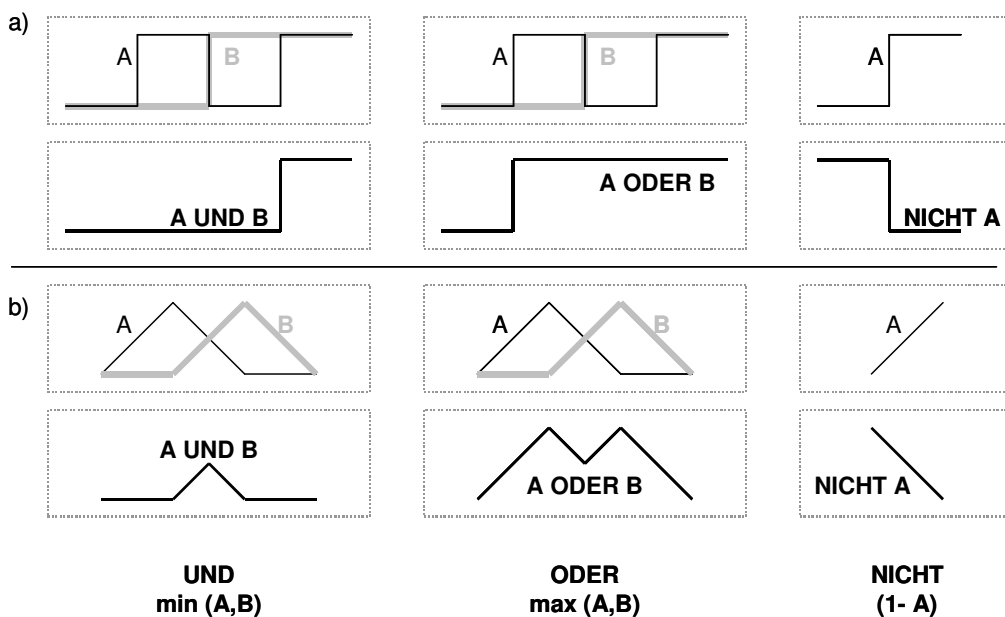


Nach der Binären Logik kann jedes Altersjahr nur Element einer der scharfen Mengen sein. Bei einem Lebensalter von 49 Jahren (hellgrauer Stern) würde diese Person z.B. mit einem Zugehörigkeitsgrad von 1 zur scharfen Menge der jungen Menschen und einem Zugehörigkeitsgrad von 0 zur scharfen Menge der alten Menschen gezählt. Eine nur zwei Jahre ältere Person

(dunkelgrauer Stern) würde bereits zur Menge der alten Menschen zählen (Abb. 14a). In der Fuzzy-Logik kann eine 49 Jahre alte Person sowohl zur Menge der jungen als auch alten Menschen gezählt werden, aber jeweils mit einer geringeren Zugehörigkeit als 1 (Abb. 14b). Eine zwei Jahre ältere Person ist ebenfalls Element beider Mengen, der Zugehörigkeitsgrad zur unscharfen Menge der alten Menschen erhöht sich jedoch geringfügig, der zur unscharfen Menge der jungen Menschen verringert sich entsprechend. Während also bei der Binär-Logik zwischen einer 20- und einer 50-jährigen Person kein Unterschied in ihrer Zugehörigkeit zur Menge der jungen Menschen besteht, verringert sich nach der Fuzzy-Logik der Zugehörigkeitsgrad kontinuierlich, während der zur Menge der alten Menschen kontinuierlich zunimmt, was eher der menschlichen Logik entspricht.

Mehrere unscharfe Mengen können über **Operatoren** miteinander verknüpft werden. Dies geschieht in der Regel durch die Verbindung mehrerer linguistischer (unscharfer) Aussagen in WENN-DANN-Regeln. Zur Verknüpfung stehen verschiedene Operatoren zur Verfügung (vgl. LUTZ & WENDT 1998: 698 ff.), von denen hier nur einige vorgestellt werden sollen (Abb. 15).

Abb. 15: Verknüpfung von Mengen durch den MIN-, MAX- und NICHT-Operator in der a) Binär-Logik und b) Fuzzy-Logik.



Quelle: THE MATH WORKS (1998b: 2-14)

Die Auswahl eines Operators erfolgt je nach Eignung für das zu lösende Problem und Rechnerleistung auf Basis praktischer Erfahrungen (TRAEGER 1994: 32). Zur UND-Verknüpfung zweier unscharfer Mengen wird meistens der Minimum-Operator angewendet: MIN-Operator: $\mu_{A \text{ UND } B}(x) = \min(\mu_A(x); \mu_B(x))$. Zur ODER-Verknüpfung von zwei unscharfen Mengen steht der Maximum-Operator zur Verfügung: MAX-Operator: $\mu_{A \text{ ODER } B}(x) = \max(\mu_A(x); \mu_B(x))$. Das Komplement einer unscharfen Menge wird mit dem NICHT-Operator gebildet: NICHT-Operator: $\mu_{\text{NICHT } A}(x) = 1 - \mu_A(x)$.

Zur Modellierung von unscharfen Zusammenhängen, die zwischen einer reinen UND- bzw. ODER-Verknüpfung liegen, stehen auch mittelnde und kompensatorische Operatoren zur Auswahl (LUTZ

& WENDT 1998: 710). Ein kompensatorischer Operator ist z.B. der Gamma-Operator (γ -Operator). Bei Kompensation kann das etwas zu wenig einer Eigenschaft durch das etwas mehr der anderen Eigenschaft ausgeglichen werden. Ist γ gleich 0, erhält man eine reine UND-Verknüpfung, ist γ gleich 1, eine reine ODER-Verknüpfung. Die reine UND-Verknüpfung entspricht keiner Kompensation, d.h. beide Eigenschaften müssen erfüllt sein, die reine ODER-Verknüpfung entspricht einer vollen Kompensation, d.h. nur eine Eigenschaft muss erfüllt sein. Der γ -Operator kann zusätzlich mit einem Gewichtungsfaktor Sigma (δ) versehen werden, wenn eine unscharfe Menge stärker berücksichtigt werden soll. Für die Anwendung des γ -Operators (Formel (1)) bzw. des gewichteten γ -Operators (Formel (2)) auf beliebig viele unscharfe Mengen gilt (vgl. TRAEGER 1994: 41, 75):

$$\mu(x) = \left[\prod_{i=1}^l \mu_i(x) \right]^{1-\gamma} * \left[1 - \prod_{i=1}^m (1 - \mu_i(x)) \right]^{\gamma} \quad (1)$$

$$\mu(x) = \left[\prod_{i=1}^l \mu_i(x)^{\delta_i} \right]^{1-\gamma} * \left[1 - \prod_{i=1}^m (1 - \mu_i(x))^{\delta_i} \right]^{\gamma} \quad (2)$$

mit:

$$0 \leq \gamma \leq 1$$

$$\sum_{i=1}^l \delta_i = 1$$

Es gibt auch gewichtete summarische Operatoren, die generell von einer Kompensierbarkeit ausgehen (vgl. OMRON 1996):

$$\mu(x) = \frac{\sum_{i=1}^l \mu_i * \delta_i}{\sum_{i=1}^l \delta_i} \quad (3)$$

Hinzu kommen Operatoren, die zusätzlich berücksichtigen, dass ein Zugehörigkeitsgrad von 1 oder 0 u.U. von keinem Element der Menge erreicht wird. Bei diesen Operatoren wird der erreichte Zugehörigkeitsgrad jedes Elementes zu dem geringsten (μ_i^-) bzw. höchsten Zugehörigkeitsgrad (μ_i^+), der von einem Element der Menge erreicht wird, in Beziehung gesetzt (vgl. BOJÓRQUEZ-TAPIA et al. 2005):

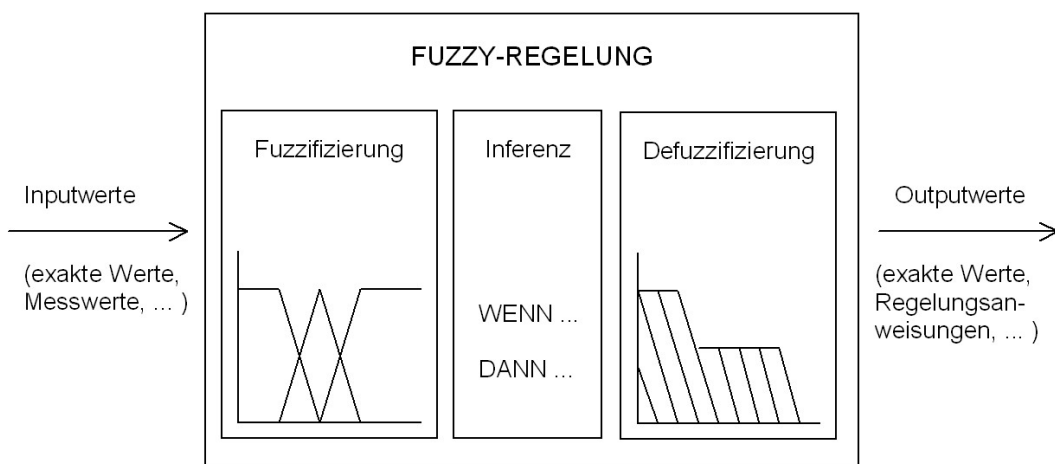
$$\mu(x) = 1 - \left[\sum_{i=1}^l \delta_i^{\gamma} * \left(\frac{\mu_i^- - \mu_i}{\mu_i^- - \mu_i^+} \right)^{\gamma} \right]^{\frac{1}{\gamma}} \quad (4)$$

Zur Verdeutlichung der grundlegenden Unterschiede zwischen Binär- und Fuzzy-Logik findet sich im Anhang ein Beispiel (Beispiel „Mietwohnung“, siehe Anhang E - 1).

3.3.1.2 Aufbau von Fuzzy-Regelungssystemen

Nach dem im Beispiel „Mietwohnung“ verwendeten Muster (vgl. Anhang E - 1) können Fuzzy-Regelungssysteme aufgebaut werden, die analog zur Eignungsbewertung der Wohnungen zur Entscheidungsfindung oder Bewertung bei einer Vielzahl von Sachverhalten herangezogen werden können. Zunächst werden geeignete Eingangs- und Ausgangsgrößen festgelegt und für diese linguistischen Variablen mit ihren Termen definiert. Die geltenden Regeln oder das Wissen über die Zusammenhänge zwischen den einzelnen Eingangs- und Ausgangsgrößen werden in einer Regelbasis zusammengefasst und anhand dieser die Ausgangsgrößen berechnet. Ein Fuzzy-Regelungssystem (i.F. Fuzzy-System) gliedert sich dabei in drei Einheiten: Fuzzifizierung, Inferenz und Defuzzifizierung (Abb. 16).

Abb. 16: Aufbau eines Fuzzy-Regelungssystems



Quelle: nach TRAEGER (1994: 79)

Unter **Fuzzifizierung** versteht man die Zuordnung eines scharfen Eingangs- oder Ausgangswertes zu einer oder mehreren der unscharfen Mengen. Die scharfen Werte der Eingangsgrößen werden dabei durch die Zugehörigkeitsfunktionen in die Zugehörigkeitsgrade zu den einzelnen unscharfen Mengen, repräsentiert durch die linguistischen Werte (Terme), übersetzt (LUTZ & WENDT 1998: 729). Dabei sollte die Überlappung der Zugehörigkeitsfunktionen möglichst optimal sein, d.h. die Summe der Zugehörigkeitsgrade muss für jeden Wert der Eingangsgröße gleich 1 sein. Alle Eingangsgrößen des Fuzzy-Systems müssen im definierten Wertebereich liegen.

Bei der **Inferenz** werden die zuvor durch die Fuzzifizierung der Rechengrößen gebildeten unscharfen Mengen eines Fuzzy-Systems auf Grundlage der Regelbasis miteinander verknüpft. Dieser Vorgang, auch als unscharfes Schließen, approximatives Schließen oder *fuzzy-reasoning* bezeichnet, leitet aus den in der Regelbasis formulierten unscharfen Bedingungen unscharfe Folgerungen ab (LUTZ & WENDT 1998: 723 ff.). Kernbereich der Inferenzeinheit ist die **Regelbasis**, in der das Wissen über die Zusammenhänge zwischen Input- und Outputgrößen in Form von WENN-DANN-Beziehungen dargelegt ist. Diese beruhen meist auf Erfahrungswissen (TRAEGER 1994: 87). Der formale Aufbau ist sehr einfach: WENN (Prämisse), DANN (Konklusion) oder bei mehreren Eingangsgrößen: WENN (Prämisse 1) Operator (UND/ODER/etc.) (Prämisse 2) Operator ... (Prämisse

x) DANN (Konklusion). Zu beachten ist, dass keine undefinierten Zustände auftreten dürfen, d.h. für jede Kombination der Inputgrößen muss mindestens eine Inferenzregel existieren. Die Inferenz gliedert sich in drei Teilabschnitte: Prämissenauswertung, Regelaktivierung und Aggregation (LUTZ & WENDT 1998: 736). Bei der **Prämissenauswertung**, d.h. der Auswertung des WENN-Teils der Regeln, sind UND- sowie ODER-Verknüpfungen zu operationalisieren (MIN- bzw. MAX-Operator). Bei der **Regelaktivierung**, d.h. Auswertung und Umsetzung der Erfülltheitsgrade der Regeln (DANN-Teil) in die Zugehörigkeitsgrade der Konklusionen (WENN-Teil), können die Minimum (MIN)-Methode oder die Produkt (PROD)-Methode angewendet werden (Abb. 17). Die MIN-Methode begrenzt die Zugehörigkeitsfunktion der Konklusion auf den Zugehörigkeitsgrad (Erfülltheitsgrad) der Prämisse. Die PROD-Methode multipliziert den Zugehörigkeitsgrad der Prämisse mit der Zugehörigkeitsfunktion der Konklusion (Lutz & Wendt 1998, 740).

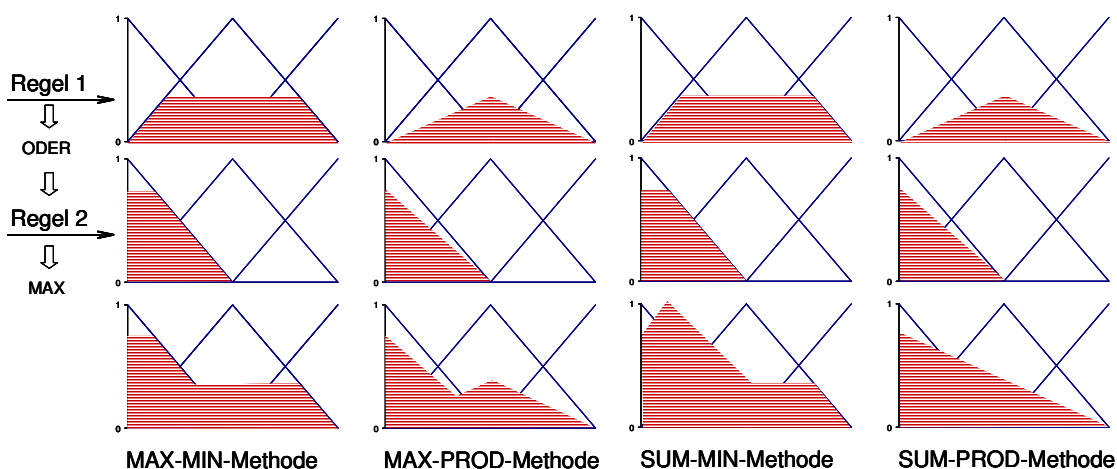
Abb. 17: Anwendung der MIN- oder PROD-Methode bei der Regelaktivierung



Quelle: verändert nach WERNSTEDT & ROß (2001: 8)

Bei der **Aggregation** werden die ermittelten Zugehörigkeitsfunktionen der Konklusionen aller geltenden Regeln überlagert. Die Überlagerung wird häufig mit dem Maximum (MAX)-Operator oder dem Summen (SUM)-Operator ausgeführt. Je nach Kombination der bei der Regelaktivierung verwendeten Methode und des bei der Aggregation angewendeten Operators werden folgende Inferenzverfahren unterschieden: MAX-MIN-Inferenz, MAX-PROD-Inferenz, SUM-MIN-Inferenz oder SUM-PROD-Inferenz (Abb. 18).

Abb. 18: MAX-MIN-, MAX-PROD-, SUM-MIN- und SUM-PROD-Inferenz

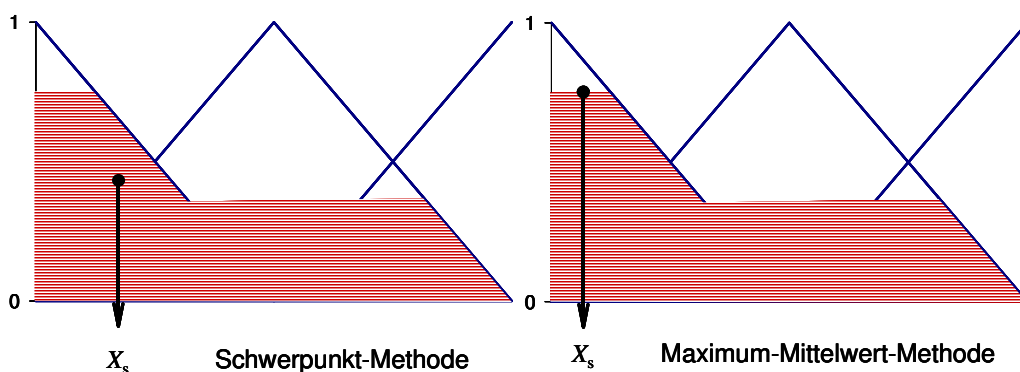


Quelle: verändert nach WERNSTEDT & ROß (2001: 8) und LUTZ & WENDT (1998: 745)

Die erste Bezeichnung gibt an, wie die Aggregation, die zweite, wie die Regelaktivierung ausgeführt wird (LUTZ & WENDT 1998: 740 ff.). Bei der MAX-MIN-Methode werden die Zugehörigkeitsfunktionen der einzelnen unscharfen Mengen der Ausgangsgrößen in Höhe des erreichten Zugehörigkeitsgrades abgeschnitten (clipping). Die Ergebnisberge werden zur Gesamtergebnisfläche überlagert und stellen die unscharfe Ergebnismenge dar. Bei der MAX-PROD-Methode werden die Zugehörigkeitsfunktionen der einzelnen unscharfen Mengen der Ausgangsgrößen mit dem Zugehörigkeitsgrad multipliziert und die Teilflächen ebenfalls zur Gesamtergebnismenge überlagert (TRAEGER 1994:93 f.). Bei der SUM-MIN- und SUM-PROD-Methode werden die Zugehörigkeitsfunktionen der einzelnen unscharfen Mengen der Ausgangsgrößen zur Bildung der Gesamtergebnismenge addiert (vgl. LUTZ & WENDT 1998: 241 ff.). In dieser Arbeit wird die MAX-MIN-Methode angewendet.

Bei der **Defuzzifizierung** werden die unscharfen Ergebnismengen der Inferenz wieder in eine scharfe Ausgangsgröße umgesetzt. Dazu sind verschiedene Methoden verfügbar (vgl. u.a. TRAEGER 1994: 102 ff.; LUTZ & WENDT 1998: 748 ff.; BÖTHE 1993: 142 f.). Häufige Anwendung finden die Maximum-Mittelwert-Methode (*mean of maxima*) und die Schwerpunkt-Methode (*center of gravity*).

Abb. 19: Schwerpunkt- und Maximum-Mittelwert- Methode zur Defuzzifizierung



Quelle: verändert nach WERNSTEDT & ROß (2001: 9)

Bei der Maximum-Mittelwert-Methode liefert der Abszissenwert unter der Mitte des Maximalwertes der Ergebnismenge den scharfen Ergebniswert. Einen Nachteil stellt die Informationsreduktion dar, da nur der Maximalwert berücksichtigt wird und nicht der gesamte Verlauf der Funktion, wie z.B. weitere Nebenmaxima. Die Ergebnisgröße ist nicht repräsentativ, aber gut für Klassifizierungs- und Diagnosesysteme geeignet (LUTZ & WENDT 1998: 747 f.).

Bei der Schwerpunktmethode ist der Abszissenwert des Flächenschwerpunktes der Ergebnismenge der scharfe Ergebniswert. Zur Berechnung der Schwerpunktkoordinate x_s wird Formel (5) verwendet (TRAEGER 1994: 106):

$$x_s = \frac{\int_{x_A}^{x_E} x * f(x) dx}{\int_{x_A}^{x_E} f(x) dx} \tag{5}$$

mit:

- x_s = x-Koordinate des Flächenschwerpunktes
- x_A = Anfangswert der Fläche
- x_E = x-Endwert der Fläche
- $f(x)$ = Funktion (Berandungskurve) der Ergebnisfläche

Die Schwerpunktmethode liefert repräsentative Ergebnisse und wird für diese Arbeit verwendet. Der numerische Aufwand bei der Berechnung ist jedoch hoch. Die Rechenzeit und der Speicherbedarf können reduziert werden, wenn die Breite der Zugehörigkeitsfunktionen gegen Null und die Fläche gegen 1 strebt. Dies kann erreicht werden, indem die Zugehörigkeitsfunktionen der Ausgangsgröße als Singletons definiert werden. Die Qualität der Aussagen der Ausgangsvariablen wird dadurch nicht beeinträchtigt (LUTZ & WENDT 1998: 760). Zur Defuzzifizierung nach der Schwerpunktmethode bei Singletons werden die Abszissenwerte der einzelnen Linien mit dem jeweiligen Zugehörigkeitsgrad gewichtet. Die Berechnung erfolgt nach Formel (6) (TRAEGER 1994: 108):

$$x_L = \frac{\sum_{i=1}^n x_i \mu_i}{\sum_{i=1}^n \mu_i} \tag{6}$$

mit:

- x_L = x-Koordinate der Lösung
- x_i = x-Koordinate des einzelnen Singletons,
- μ_i = Zugehörigkeitsgrad des jeweiligen Singletons

Tab. 13 fasst die Charakteristika relationaler Fuzzy-Systeme zusammen.

Tab. 13: Charakteristika relationaler Fuzzy-Systeme

1. Fuzzifizierung	Die scharfen Werte von Eingangsgrößen werden in Zugehörigkeitsgrade von linguistischen Werten übersetzt
Datenbasis:	Werte der linguistischen Variablen, Art und Verlauf der Zugehörigkeitsfunktionen
2. Inferenz	
2.1. Prämissenauswertung	Auswertung der Prämissen (WENN-Teil der Regeln) mit unscharfen Verknüpfungen (UND-, ODER-Operatoren), Bestimmung der Erfülltheitsgrade
2.2. Regelaktivierung	Berechnung der Zugehörigkeitsfunktionen aus dem Wahrheitswert der Regel-Prämissen (MIN, PROD-Methode)
2.3. Aggregation	Überlagerung der Zugehörigkeitsfunktionen (MAX-, SUM-Methode)
Regelbasis:	linguistische Prämisse (WENN-Teil) der Regel, linguistische Konklusion (DANN-Teil) der Regel
3. Defuzzifizierung	Ermittlung der scharfen Ausgangsgrößen mit Hilfe einer Defuzzifizierungsmethode

Quelle: verändert nach LUTZ & WENDT (1998: 766)

Die einzelnen Schritte zur Fuzzifizierung, Inferenz und Defuzzifizierung werden noch einmal für ein Beispiel im Anhang näher erläutert (Beispiel „Mietwohnung“, siehe Anhang E - 2).

Folgende Tabelle gibt einen Überblick über die Vor- und Nachteile der Fuzzy-Logik.

Tab. 14: Vor- und Nachteile der Fuzzy-Logik

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • erlaubt die Einbeziehung unsicheren Wissens/Expertenwissens in die Modellierung • Datenbedarf i.Allg. geringer • v.a. dann hilfreich, wenn keine präzisen Daten vorhanden sind oder Erhebung zu aufwändig und teuer ist • ermöglicht die Beschreibung eines Systems mit Regeln, die auf Alltagssprache basieren • vereinfacht dadurch die Kommunikation zwischen Mensch und Rechner • gutes Hilfsmittel bei interdisziplinärer Zusammenarbeit, da kein spezifisches mathematisches Fachwissen notwendig ist • scharfe Übergänge, die nicht dem menschlichen Empfinden entsprechen, werden vermieden • sehr flexibles System, Regelbasis kann leicht verändert und erweitert werden • transparentes System, Ergebnisse gut nachvollziehbar • durch Komplexitätsreduktion werden auch vielschichtige und unübersichtliche Zusammenhänge modellierbar • Modellentwicklung weniger aufwändig, dadurch kostengünstiger und leicht implementierbar • liefert robuste und parameterunempfindliche Systeme • bereits in vielen Anwendungsbereichen bewährte Systeme 	<ul style="list-style-type: none"> • gewisser Grad an Vagheit und Unsicherheit methodenimmanent • liefert weniger präzise Ergebnisse • Vorteil der Unschärfe kann durch Rückübersetzung in scharfen Ausgangswert zerstört werden • Berechnung des scharfen Ausgangswertes je nach gewählten Methoden rechnerisch aufwändig (Trade-Off zwischen Rechengeschwindigkeit und Ergebnisgüte) • keine Universalmethode zur Lösung aller Probleme, Anwendung macht keinen Sinn, wenn präzise Daten vorhanden und Zusammenhänge vollständig aufgeklärt sind • Methode trifft immer noch auf Vorbehalte bei Verfechtern klassischer Regelungssysteme

Quelle: zusammengestellt nach REIF (2000); THE MATH WORKS (1998b); MÜLLER (1997); TRAEGER (1994) und BOTHE (1993).

3.3.2 Methodisches Vorgehen bei der ökologischen Bewertung

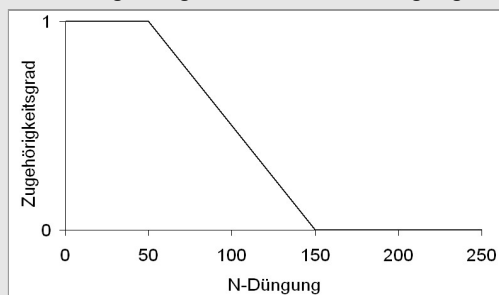
Wie bereits in Kap. 2.1.3 erläutert, besteht das grundsätzliche Problem, dass das Wissen darüber, wie sich verschiedene landwirtschaftliche Produktionsaktivitäten auf die abiotische oder biotische Umwelt auswirken, oft unzureichend und unsicher ist, da viele Prozesse und Wirkungszusammenhänge noch nicht vollständig aufgeklärt sind.

Daher wurde für diese Arbeit zur ökologischen Bewertung der Produktionsverfahren ein Fuzzy-Logik-basierter Ansatz gewählt, der die Einbeziehung unsicheren Wissens erlaubt. Gründe für die Anwendung von Fuzzy-Logik sind u.a. dann gegeben, wenn man es a) mit unvollständigen Informationen zu tun hat, wobei fehlende Informationen durch Annahmen ergänzt werden müssen und b) Informationen aus verschiedenen Quellen genutzt werden, die voneinander abweichen oder sogar widersprüchlich sein können (vgl. GOTTLÖB et al. 1990; REIF 2000: 68 f.). Beide Gründe treffen für die ökologische Bewertung von Produktionsverfahren zu. Der für diese Arbeit gewählte Bewertungsansatz knüpft an die Arbeiten von MEYER-AURICH (2001) an. In Box 11 wird dessen Bewertungsansatz kurz vorgestellt.

Box 12: Kurze Darstellung des Bewertungsansatzes von MEYER-AURICH (2001)

Der Ansatz von (MEYER-AURICH 2001) bewertet insgesamt 7 (4 abiotische und 3 biotische) Indikatoren: Stickstoffaustrag, Grundwasserneubildung, Wind- und Wassererosion, Kranich, Rebhuhn und Amphibien. Diese Indikatoren wurden für die gewählte Modellregion, das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, als besonders relevante Indikatoren bestimmt. Bewertungsgrundlage stellen die in MODAM definierten Produktionsverfahren dar. Bewertet wurden Anbauverfahren des integrierten Landbaus. Es wurden nur Ackerbauverfahren in die Bewertung eingezogen, Grünlandverfahren wurden nicht berücksichtigt. Für die Bewertung wurde eine EXCEL 5.0-basierte Software FLEXFILTER (OMRON Advanced System 1996) unter Windows 3.11 verwendet, die Elemente der Fuzzy-Logik nutzt. Je Inputparameter wird jedoch nur eine Zugehörigkeitsfunktion definiert, die jedem Inputwert direkt einen eindeutigen Zugehörigkeitsgrad zuweist (siehe Grafik).

Grafik: Zugehörigkeitsfunktion „N-Düngung“



Quelle: MEYER-AURICH (2001: 55)

Von der, für die Fuzzy-Logik typischen, Festlegung mehrerer Zugehörigkeitsfunktionen, die jeweils mit einem linguistischen Term belegt werden, wird kein Gebrauch gemacht. Weiterer wesentlicher Unterschied ist, dass der Output nicht durch die Verknüpfung der einzelnen linguistischen Terme der Inputs über eine Regelbasis bestimmt wird, sondern die zuvor über die Zugehörigkeitsfunktion ermittelten Zugehörigkeitsgrade je Input werden unmittelbar über einen gewichteten Operator (vgl. Formel (3)) miteinander verrechnet. Damit wird auf den Vorteil, die Bewertung auf der Festlegung umgangssprachlich formulierter Regeln aufbauen zu können, bewusst verzichtet. Der Operator ist zudem summarisch und unterstellt damit generell eine volle Kompensierbarkeit, wovon nicht unbedingt für alle Zusammenhänge ausgegangen werden kann. Dies ist insbesondere bei biotischen Indikatoren zu berücksichtigen. So kann bspw. eine sehr hohe Störungshäufigkeit durch Bearbeitungsmaßnahmen in sensiblen Zeiträumen wie der Brutphase dazu führen, dass bestimmte Kulturflächen als Habitat ganz oder teilweise aufgegeben werden. In diesem Fall ist es egal, wie vorteilhaft das Verfahren hinsichtlich anderer Aspekte (z.B. Düngungsniveau, Anzahl Pflanzenschutzmittelanwendungen) eingeschätzt wurde, da bereits ein kritischer Parameter dafür ausreicht, eine Fläche als potenzielles Habitat für eine bestimmte Indikatorart zu entwerfen. Über eine regelbasierte Bewertung oder den Einsatz geeigneter Operatoren, die auch wenig oder nicht-kompensatorische Zusammenhänge abbilden können, z.B. über den γ -Operator, siehe Formel (1) und (2), kann diesem Umstand leicht Rechnung getragen werden.

Der in dieser Arbeit verwendete Ansatz wurde jedoch auf eine andere Modellregion übertragen, inhaltlich erweitert und methodisch weiterentwickelt. In den folgenden Abschnitten wird die für diese Arbeit gewählte Vorgehensweise bei der ökologischen Bewertung detailliert erläutert.

3.3.2.1 Auswahl der Indikatoren

Indikatoren sollten in der Modellierung im Wesentlichen drei Anforderungen genügen: sie sollen a) im gewählten räumlichen und sachlichen Kontext relevant (*relevant*), b) machbar (*feasible*) und c) aussagefähig (*sound*) sein (vgl. TURPIN & BOUSSET 2006). Gemäß Punkt a) sollten die Indikatoren also vor dem Hintergrund der naturräumlichen und klimatischen Bedingungen der Modellregion Relevanz besitzen, einen klaren Problembezug aufweisen und konsistent mit der betrachteten Maßstabebene sein. Zum Punkt b) Machbarkeit zählt, dass genügend Daten vorhanden sein müssen, so dass der Indikator im entsprechenden Modell adäquat abgebildet werden kann. Punkt c) bezieht sich schließlich darauf, dass die Indikatoren genügend sensitiv für die untersuchten Fragestellungen, robust und validierbar sowie allgemein anerkannt und akzeptiert sein sollten.

Unter Berücksichtigung dieser Anforderungen wurden für diese Arbeit insgesamt zehn Indikatoren ausgewählt. Grundlage für die Auswahl bildete ein im Rahmen vom GRANO-Projekt zusammengestellter Katalog an Umweltzielen mit besonderer Relevanz für die Modellregion Prenzlau-West. Der Katalog wurde in Zusammenarbeit mit Akteuren aus der Region in einem Diskussionsforum erarbeitet (ARZT et al. 2000: 31 ff.) und basierte zum einen auf einer in GRANO erstellten Umweltkonfliktkarte für die Region (GRANO 1999) und zum anderen auf Interviews mit Akteuren, in denen sie u.a. zu vorrangigen Umweltproblemen in der Region aus ihrer Sicht befragt wurden (TOUSSAINT 2002: 20 ff.). An den Diskussionsforen zur Bestimmung der regionsspezifischen Umweltziele nahmen Vertreter aus den Bereichen Landwirtschaft, Naturschutz, Tourismus, Verwaltung und Wissenschaft teil (ARZT et al. 2000: 22 ff.). Die im Katalog enthaltenen Umweltziele wurden dann mit Einzelindikatoren weiter untersetzt und ein entsprechendes Umweltqualitätsziel formuliert (Tab. 15).

Tab. 15: Ausgewählte Indikatoren und Umweltqualitätsziele

	Umweltmedium	Umweltziel nach ARZT et al. (2000: 35 f.)	Indikator	Indikator-bezogenes Umweltqualitätsziel
abiotisch	Boden	„Sicherung einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Bodennutzung“	<ul style="list-style-type: none"> Wassererosion 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz des Bodens vor dem Abtrag durch Wassererosion
	Wasser	„Erhalt und Verbesserung der Gewässerqualität“	<ul style="list-style-type: none"> Nitrateintrag ins Grundwasser 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen
			<ul style="list-style-type: none"> Nährstoffeinträge (N, P) in Oberflächengewässer 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz von Oberflächengewässern vor Nährstoffeinträgen (N, P)
			<ul style="list-style-type: none"> Pestizideinträge ins Grund- und Oberflächengewässer 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz von Grund- und Oberflächengewässern vor Pestizideinträgen
			<ul style="list-style-type: none"> Grundwasserneubildung 	<ul style="list-style-type: none"> Gewährleistung einer möglichst hohen Grundwasserneubildung
biotisch	Habitat & Biodiversität	„Erhalt und Erhöhung der natürlichen Vielfalt und Verbesserung der Lebensraumfunktion in der Agrarlandschaft“	<ul style="list-style-type: none"> Rotbauchunke (Amphibien) 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz der Rotbauchunke vor Verringerung der Lebensraumqualität
			<ul style="list-style-type: none"> Feldlerche (bodenbrütende Feldvögel) 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz der Feldlerche vor Verringerung der Lebensraumqualität
			<ul style="list-style-type: none"> Feldhase (Säugetier) 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz des Feldhasen vor Verringerung der Lebensraumqualität
			<ul style="list-style-type: none"> Schwebfliege (blütenbesuchende Nutzinsekten) 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz von Schwebfliegen vor Verringerung der Lebensraumqualität
			<ul style="list-style-type: none"> Segetalflora (Herbstkeimer) 	<ul style="list-style-type: none"> Schutz der Segetalflora (Herbstkeimer) vor Verringerung der Lebensraumqualität

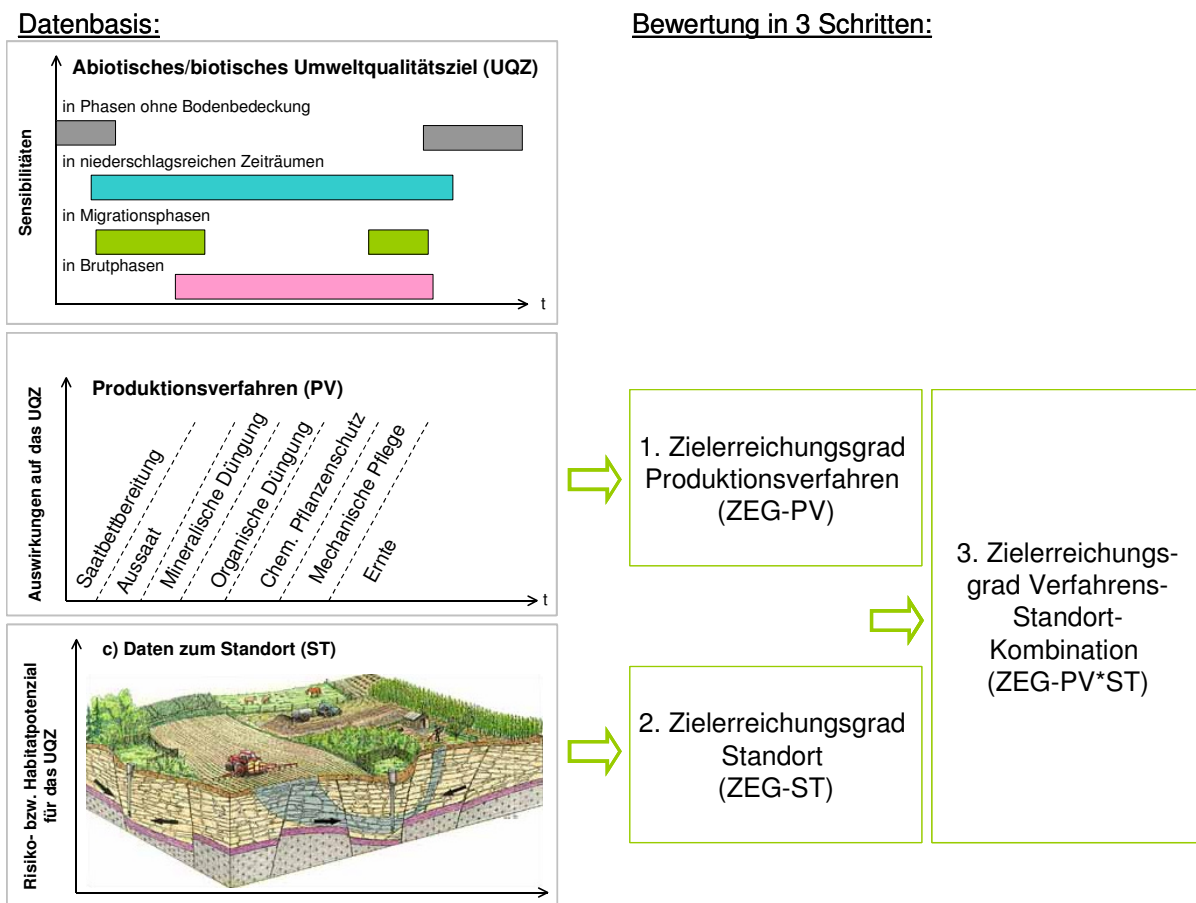
Die Beziehungen im Agrarökosystem sind im höchsten Maße vielfältig, eine Bewertung all ihrer Elemente ist deshalb unmöglich. Die Auswahl der Indikatoren erfolgte daher gemäß den von den

Akteuren der Region vorgegebenen Prioritäten. So wurde im Bereich Boden insbesondere Wassererosion als vorrangiges Problem gesehen. Die Auswahl der biotischen Indikatoren erfolgte so, dass diese möglichst bestimmte Artengruppen repräsentieren, die Ackerflächen entweder als Haupt- oder zumindest wichtigen Teillebensraum nutzen, d.h. hier entweder ihren gesamten oder wichtige Teilabschnitte ihres Lebenszyklus vollziehen. Für die Primärproduktion wurde vor dem Hintergrund des hohen Anteils an Winterkulturen die herbstkeimende Segetalflora als Indikator ausgewählt. Bei den ausgewählten Tierarten wurden Vertreter von blütenbesuchenden Nutzinsekten, Amphibien, bodenbrütenden Feldvögeln und Säugetieren berücksichtigt. Die gewählten Indikatoren erheben also keinen Anspruch auf Vollständigkeit, decken jedoch, abgesehen vom Umweltmedium Luft, wichtige Indikatoren im Bereich der Umweltmedien Boden und Wasser sowie wichtige Artengruppen im Bereich Biodiversität ab.

3.3.2.2 Ablauf der Bewertung

Der Bewertungsablauf ist in drei Schritte eingeteilt: 1. Bewertung der Produktionsverfahren, 2. Bewertung der Standorteinheiten und 3. Bewertung aller möglichen Verfahrens-Standort-Kombinationen (vgl. Abb. 20).

Abb. 20: Bewertungsablauf in drei Schritten



Ergebnis der Bewertung ist ein dimensionsloser Index, ein sogenannter **Zielerreichungsgrad** (ZEG) im Hinblick auf das je Indikator definierte Umweltziel. Der ZEG kann einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Je höher der ZEG, desto besser ist die Bewertung. Der 1. Bewertungsschritt liefert den Zielerreichungsgrad je Produktionsverfahren (ZEG-PV). Der ZEG-PV spiegelt somit die relative Vorzüglichkeit der einzelnen Verfahren untereinander wider, einen Beitrag zur Erreichung eines bestimmten Umweltqualitätszieles zu leisten. Der 2. Bewertungsschritt liefert den Zielerreichungsgrad je Standorteinheit (ZEG-ST). Der ZEG-ST ist ein Maß für das standörtliche Risiko- bzw. Habitatpotenzial für einen bestimmten Indikator. Je höher der ZEG-ST, desto geringer ist das Risikopotenzial (z.B. hinsichtlich der Wassererosionsgefährdung) bzw. desto höher ist das Habitatpotenzial (z.B. für Amphibien). Der 3. Bewertungsschritt liefert schließlich den ZEG für alle Verfahrens-Standort-Kombinationen (ZEG-PV*ST). Der ZEG-PV*ST liefert eine Aussage zum Zielbeitrag der einzelnen Verfahren in Abhängigkeit davon, wo sie räumlich platziert werden. Bspw. ist die Platzierung eines Produktionsverfahrens mit hoher N-Mineraldüngung auf einem Standort mit hoher Nährstoffspeicherfähigkeit weniger kritisch hinsichtlich der Nitrataustragsgefährdung ins Grundwasser als auf einem sorptionsschwachen Sandboden. Die Platzierung eines speziell auf den Schutz von Amphibien ausgerichteten Verfahrens leistet nur dort einen Zielbeitrag zum Amphibienschutz, wo aufgrund der standörtlichen Bedingungen auch mit dem Auftreten von Amphibien gerechnet werden kann.

Für alle zehn Indikatoren liegt eine Bewertung der Produktionsverfahren vor (ZEG-PV). Für zwei Indikatoren, einen abiotischen („Wassererosion“) und einen biotischen („Rotbauchunke“), wurde exemplarisch auch eine standortabhängige, GIS-gekoppelte Bewertung (ZEG-ST und ZEG-PV*ST) durchgeführt. Eine standortabhängige Bewertung für alle Indikatoren hätte den Umfang der Arbeit gesprengt, da die GIS-Analysen und die Bewertung aller Verfahrens-Standortkombinationen einen erheblichen Arbeitsaufwand darstellen. Der ZEG wird zunächst je Produktionsverfahren als Index auf Verfahrensebene berechnet, der den Zielbeitrag eines Verfahrens je ha belegter Fläche wiedergibt. Es kann ein maximaler Zielbeitrag von 1 erreicht werden. Er kann jedoch auch auf Standorttyp-, Betriebs- bzw. Regionsebene aggregiert werden. Dazu wird das flächengewichtete arithmetische Mittel gebildet (Formel (7)).

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^I x_i * w_i}{\sum_{i=1}^I w_i} \quad (7)$$

mit:

\bar{x} = gewichtetes arithmetisches Mittel der Zielerreichungsgrade je Standorttyp/je Betrieb/je Region

x_i = Zielerreichungsgrad des Verfahrens i

w_i = Flächenumfang, auf dem das Verfahren i angewendet wird

Zur Aussagefähigkeit des ZEG sei angemerkt, dass die Bewertung i.d.R. nur qualitative Aussagen erlaubt, da sie auf relativ einfachen, auf dem Erfahrungswissen von Experten aufbauenden Bewertungsalgorithmen fußt. „*Simple empirical models cannot, for example, quantify*

environmental impact because they are not dynamic and can only predict potential[s] ..., which is an indirect measure.” (HEATHWAITE 2003: 759. So können z.B. zu den biotischen Indikatoren keine quantitativen Aussagen zur Anzahl brütender Feldlerchenpaare o.ä. gemacht werden, sondern nur qualitative Aussagen hinsichtlich der potenziellen Gefährdung aufgrund der bewirtschaftungsbedingten Beeinflussung der Habitatqualität der landwirtschaftlichen Flächen. Für den Indikator „Wassererosion“ konnten durch die Kopplung an ein entsprechendes Modell auch quantitative Aussagen zu Bodenabträgen abgeleitet werden. Es sei jedoch auch hier ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese ebenfalls nur potenzielle und nicht tatsächliche Abtragswerte angeben, da den Kalkulationen keine aktuellen Witterungsdaten zugrunde liegen. Zusätzlich sei angemerkt, dass die Bewertung gemäß der Zielstellung der Arbeit nur die Einflussfaktoren der Landwirtschaft berücksichtigt. Nicht-landwirtschaftliche Einflussfaktoren, wie z.B. beim Indikator „Feldhase“ die Beeinflussung durch Straßenverkehr, Bejagung oder witterungsbedingte Seuchen bleibt unberücksichtigt.

3.3.2.3 Datenbedarf und Datenquellen

Für die Bewertung müssen, entsprechend Abb. 20, a) indikator-, b) produktions- und c) standortbezogene Daten vorhanden sein. Zu a), den indikatorbezogenen Daten, zählen Aussagen dazu, welche landwirtschaftlichen Produktionsaktivitäten wie auf den entsprechenden Indikator wirken und welche Phasen dabei besonders sensibel sind. Zu b), den produktionsbezogenen Daten, gehört die möglichst exakte Beschreibung der einzelnen landwirtschaftlichen Maßnahmen, inklusive der Angaben über deren zeitliche Abfolge, der eingesetzten Technik sowie Art und Menge der verwendeten Betriebsmittel. Bei den standortbezogenen Daten handelt es sich i.d.R. um GIS-Daten, z.B. Angaben zu Bodenqualitäten, Habitatpotenzialen für bestimmte Tierarten oder Risikopotenzialen hinsichtlich Wassererosion etc.

Die **indikatorbezogenen Daten** (a) wurden durch Auswertung von Literaturquellen und Befragung von Experten gewonnen. Für die Literaturrecherche wurden die gängigen Internetportale, wie das „ISI Web of Knowledge¹⁹“ nach Stichworten je Indikator durchsucht, die gefundene Literatur beschafft und ausgewertet. Zusätzlich wurden je Indikator mindestens ein Experte, i.d.R. jedoch mehrere Experten befragt. Experten in diesem Sinne waren Wissenschaftler mit einem Forschungsschwerpunkt zum jeweiligen Indikator. Die Befragung erfolgte als persönliches und mündliches Interview, entweder im Einzel- oder in einigen Fällen auch als Gruppengespräch mit mehreren Experten. Die Form der Interviews war offen und unstrukturiert (vgl. Kap. 3.4.1). Vor dem Gespräch wurde den Experten ein Handout zugeschickt, in dem die Zielsetzung des Gesprächs, die Beschreibung eines ersten Prototyps des Modells sowie erste mit dem Prototyp gerechnete Ergebnisse enthalten waren. Anhand der vorläufigen Ergebnisse wurden dann die Anpassungen und Verbesserungen des Prototypmodells diskutiert. Während des Interviews wurden die Kommentare und Anmerkungen handschriftlich notiert und möglichst noch am gleichen Tag in einem Protokoll zusammengefasst. Häufig wurden von den Experten noch zusätzliche Literaturquellen benannt, die

¹⁹ Das ISI Web of Knowledge ist eine Literatursuchmaschine mit Zugriff auf mehrere Online-Datenbanken (u.a. Web of Science, CAB Abstracts etc.). Der Dienst wird vom Institute for Scientific Information (ISI) bereitgestellt und ist unter folgendem Link zu finden: <http://portal.isiknowledge.com/portal.cgi>.

ebenfalls ausgewertet wurden.

In vielen Fällen wichen die Aussagen zu bestimmten Sachverhalten, die aus der Literatur oder durch die Experteninterviews gewonnen worden waren, voneinander ab bzw. waren sogar widersprüchlich. Um mit diesem Problem umzugehen, bieten sich zwei Vorgehensweisen an: i) eine Aussage wird als die belastbarste identifiziert, die anderen Aussagen werden ignoriert oder ii) es wird versucht, möglichst alle vorhanden Aussagen zu berücksichtigen. Für diese Arbeit wurde i.Allg. nach Alternative ii) vorgegangen. Die Widersprüche bezogen sich dabei nicht so sehr auf die Bestimmung der Einflussparameter, die im Modell berücksichtigt werden sollten oder die Definition der Regeln, sondern betrafen v.a. die Zuweisung der linguistischen Terme und Festlegung der Zugehörigkeitsfunktionen je Bewertungsparameter. Es wurde wie in Box 13 beschrieben verfahren.

Box 13: Methodischer Umgang mit widersprüchlichen Informationen (Beispiel)

Angenommen, ein bestimmter Parameter X auf einer numerischen Werteskala von 0-200 mit der Einheit [x] soll hinsichtlich seiner Wirkung auf einen spezifischen Indikator eingeschätzt werden. Dazu sollen die Parameterwerte einem „unkritischen“ und einem „sehr kritischen“ Wertebereich zugewiesen werden. Es liegen voneinander abweichende Informationen aus drei unterschiedlichen Literaturquellen bzw. Experteneinschätzungen vor (siehe Übersicht).

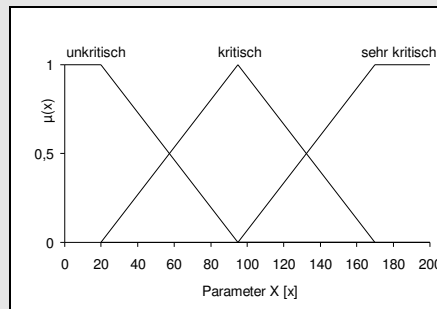
Übersicht: Datengrundlage

Experte/Literaturquelle	unkritisch	sehr kritisch
1	< 20	> 120
2	< 60	> 150
3	< 50	> 170

Basierend auf diesen Aussagen sollen die Zugehörigkeitsfunktionen, die die Parameterwerte auf der numerischen Skala einzelnen linguistischen Termen zuweisenden, definiert werden (siehe Grafik).

Alle Aussagen stimmen darin überein, dass Werte < 20 als „unkritisch“ und Werte > 170 als „sehr kritisch“ einzustufen sind. Entsprechend wird ein Zugehörig

Grafik: Zugehörigkeitsfunktionen für Parameter X



keitsgrad von 1 (= Aussage trifft voll zu) nur für den Bereich definiert, für den die Aussagen übereinstimmen, d.h. also für den Wertebereich 0-20 für den Term „unkritisch“ und den Bereich 170-200 für den Term „sehr kritisch“. Es wird ein dritter linguistischer Term „kritisch“ angelegt, der den unsicheren Übergangsbereich abdeckt. Mit dieser Vorgehensweise können alle Aussagen berücksichtigt und in das Modell integriert werden.

(vgl. dazu auch CORNELISSEN 2003: 73 ff.)

Für die **produktionsbezogenen Daten** (b) wurde die Beschreibung der landwirtschaftlichen Anbauverfahren in MODAM herangezogen. Die Beschreibung der Verfahren basiert auf Expertenwissen bzw. standardisierten Datensammlungen. Für eine detaillierte Darstellung sei auf Kap. 3.2.1 verwiesen.

Für die **standortbezogenen Daten** (c) wurden sowohl vektor- als auch rasterbasierte GIS-Daten herangezogen. Unter einem Geographischen Informationssystem (GIS) versteht man ein Informationssystem für raumbezogene Daten. In einem GIS können Geodaten erfasst, gespeichert, ausgewertet und ausgegeben werden. Raumbezogene Daten setzen sich aus der Geometrie von

Objekten und den dazugehörigen Attributdaten (Sachdaten) zusammen. Objekte beziehen sich auf Flächen, Linien oder Punkte auf der gewölbten Erdoberfläche. Diese werden durch geografische Koordinaten oder eine geeignete Projektion auf ein zweidimensionales Koordinatensystem dargestellt (LIEBIG 1997: 8 ff.). Es werden Vektor- und Rasterdaten unterschieden. Ein GIS, das beide Datentypen verarbeiten kann, heißt hybrides GIS. Vektordaten bestehen aus Punktdaten, deren Lage im Raum durch x-, y- und bei dreidimensionalen Systemen auch z-Werte in einem Koordinatensystem beschrieben werden. Durch Verbindungen der Punkte lassen sich auch Linien und Flächen (Polygone) beschreiben. Rasterdaten bestehen aus einer gleichmäßigen Anordnung rechteckiger Zellen oder Pixel mit unterschiedlichen Grau- oder Farbwerten. Die Zellen (Raster, Grids) sind in einer nach Spalten und Zeilen organisierten Matrix angeordnet. Mit Rasterdaten lassen sich ebenfalls Punkt-, Linien- und Flächengeometrien darstellen, wobei ein Punkt durch eine einzelne Rasterzelle und Linien oder Polygone durch eine Gruppe zusammenhängender Rasterzellen beschrieben werden (LIEBIG 1997: 14 ff.). Vektordaten können in Rasterdaten umgewandelt werden und umgekehrt. Mit welchem Datentyp gearbeitet wird, hängt von der Problemstellung ab und davon, welche Analysefunktionen man zur Bearbeitung des Problems verwenden möchte. Beide Datentypen haben Vor- und Nachteile. So benötigen Rasterdaten z.B. mehr Speicherplatz, die Analyse kontinuierlich verteilter räumlicher Daten ist jedoch einfacher als bei Vektordaten (vgl. LIEBIG 1997: 16 f.). Zwei wichtige GIS-Datenquellen für die vorliegende Arbeit waren die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) und die Biotop- und Landnutzungskartierung (BLK). Die MMK ist für das Gesamtgebiet der ehemaligen DDR verfügbar. Sie klassifiziert landwirtschaftliche Flächen hinsichtlich verschiedener Standortcharakteristika, wie z.B. den Substrat-, Bodenwasser- oder Hangneigungsverhältnissen, nach einer einheitlichen Methodik. Die Daten liegen in den Maßstäben 1:100.000 und 1:25.000, für einzelne Themen auch im Maßstab 1:10.000 vor (SCHMIDT 1987). Die BLK wurde auf der Basis von Color-Infrarot-(CIR)-Luftbildern erstellt und liegt flächendeckend im Maßstab 1:5.000 bis 1:10.000 für ganz Brandenburg vor (MUNR 1995). Sie teilt Biotop- und Landnutzungstypen nach einem einheitlichen numerischen Schlüsselcode in hierarchisch geordnete Kartiereinheiten ein (vgl. ZIMMERMANN et al. 2006).

3.3.2.4 Allgemeine Vorgehensweise bei Entwicklung und Implementierung der Fuzzy-Logik-basierten Bewertungsmodelle

Die Entwicklung der Fuzzy-Logik-basierten Bewertungsmodelle erfolgte in einer iterativen und zyklischen Vorgehensweise (Abb. 21).

Zunächst wird basierend auf den Literaturlauswertungen je Indikator möglichst schnell ein Prototyp des **Bewertungsmodells (A)** entwickelt. Zu diesem Schritt zählen die folgenden Punkte:

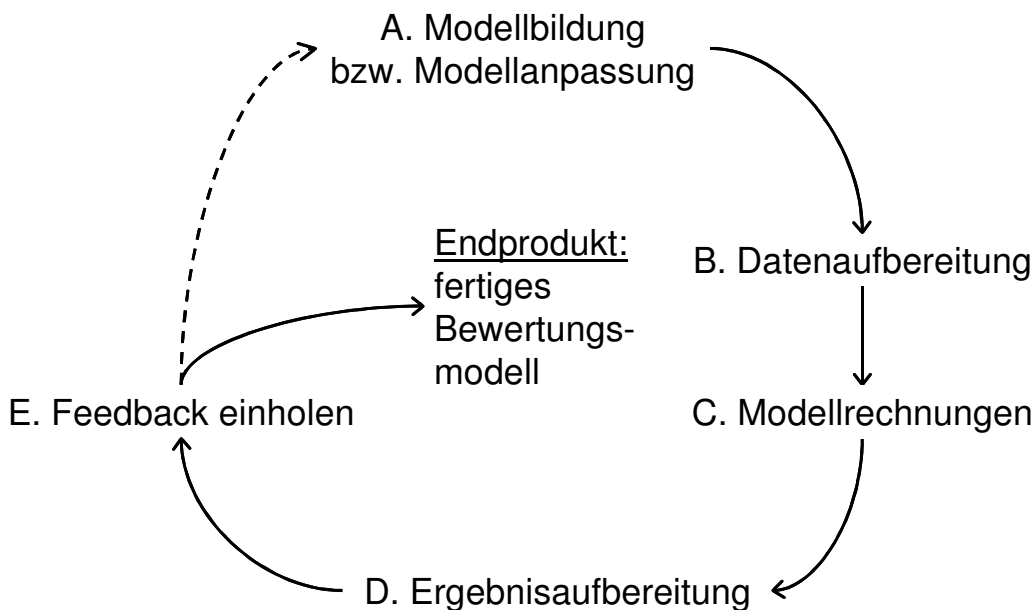
- Auswahl geeigneter Bewertungsparameter zur Abschätzung der Verfahrenseignung bzw. Standortpotenziale (Inputdefinition),
- Festlegung der Zugehörigkeitsfunktionen je Parameter, welche die numerische Werteskala in eine linguistische transformieren (Fuzzyifizierung),
- Aufbau der Regelbasis durch Formulierung der Wenn-Dann-Beziehungen, Wahl der Verknüpfungsoperatoren sowie der Implikations- und Akkumulationsmethode zur Aggregation

der Regeln (Inferenz). Einzelne Bewertungsparameter können entsprechend ihrer Relevanz stärker gewichtet werden. Gleiches gilt für einzelne Regeln der Regelbasis, die ebenfalls mit einem Gewicht versehen werden können.

- Bestimmung der Defuzzifikationsmethode (Defuzzyfizierung).

Zur Entwicklung der Modelle wird die Fuzzy-Logic-Toolbox for use with MATLAB²⁰ verwendet. Der Quellcode der einzelnen Bewertungsmodule aus denen ein Bewertungsmodell aufgebaut ist, wird jeweils in eine „Fuzzy-Inference-System“, kurz FIS-Datei (*.fis), abgelegt. Für die einzelnen Arbeitsschritte (Fuzzyfizierung, Inferenz etc.) stellt MATLAB jeweils sehr komfortable Benutzeroberflächen bereit (THE MATH WORKS 1998a).

Abb. 21: Iterative und zyklische Vorgehensweise bei Entwicklung der Bewertungsmodelle



Sind die Bewertungsmodule erstellt, folgt als nächster Schritt die **Aufbereitung der Daten (B)**, mit denen der Prototyp gefüttert werden soll, um erste Ergebnisse rechnen zu können. Die Datenaufbereitung für die nicht-räumlichen Daten erfolgt i.Allg. in einer relationalen Datenbank (ACCESS, *.mdb), in der die einzelnen Bewertungsparameter in entsprechenden Tabellen zusammengestellt werden. Bei den Bewertungsparametern kann es sich zum einen um direkt aus der Literatur bzw. von Experten übernommene oder um berechnete Werte handeln, die erst über Datenbankabfragen oder -module gemäß bestimmter Aggregationsprozeduren oder Berechnungsformeln generiert werden müssen. Die Aufbereitung der Standortdaten wird in einem GIS vorgenommen. Als

²⁰ MATLAB (= MATrix LABoratory) ist eine kommerzielle mathematische Software der Firma The Math Works (www.mathworks.de). Sie kann zur Lösung diverser mathematischer Probleme und zur grafischen Darstellung der Ergebnisse verwendet werden. MATLAB gibt es für verschiedene Betriebssysteme (u.a. Windows, Unix, Linux). Die Fuzzy Logic Toolbox stellt eine thematische Erweiterung von MATLAB dar (<http://www.mathworks.com/products/fuzzylogic>).

Software werden ArcView, Arc/INFO und ArcGIS²¹ eingesetzt. Die Attributdaten der Geodaten können, versehen mit einer Flächen-ID, ebenfalls in eine ACCESS-Datenbank zur Be- und Weiterverarbeitung importiert und dort als thematische Tabelle abgelegt werden.

Im nächsten Schritt werden die **Modellrechnungen (C)** durchgeführt. Dazu werden die Datenbanktabellen mit den Parameterwerten aus ACCESS exportiert und als Textdateien (*.txt) in entsprechenden Ordnern abgelegt, wo sie dann für die Modellrechnungen zur Verfügung stehen. Die Modellrechnungen laufen in automatisierter Form ab und können direkt aus ACCESS gestartet werden. Um dies zu ermöglichen, wurde eine Stand-Alone-Version entwickelt, die unabhängig von MATLAB die Inputs einlesen und die FIS-Dateien interpretieren kann. Um dies zu ermöglichen, stellt die Herstellungsfirma von MATLAB, The Math Works, zur Generierung eines „Stand-Alone C Code Fuzzy Inference Engine“ den Quellcode zweier zusätzlicher Programme (fismain.c, fis.c) bereit, die unter dem jeweiligen System kompiliert und in eine ausführbare Datei (fismain.exe) umgewandelt werden. Die ausführbare Datei kann dann in eine externe Application eingebunden werden. Zur Automatisierung des Datenflusses werden Perl²²-Skripte (*.pl) geschrieben. Als geeignete plattformunabhängige Editoren zum Erstellen und Bearbeiten der Skripte können z.B. XEmacs oder vi benutzt werden. Unter Windows bietet sich die Verwendung von Notepad++ an. Bei den meisten Editoren erleichtern Syntaxhervorhebungen die Bearbeitung. Mit Hilfe der Skripte werden z.B. die Parameterwerte aus den entsprechenden Datentabellen in die richtigen Bewertungsmodelle (FIS-Dateien) eingelesen oder Zwischenergebnisse über Operatoren verrechnet. Die zeitliche Reihenfolge der Perl-Skripte und das Starten der verschiedenen Bewertungsmodelle durch Aufrufen der FIS-Dateien werden in einer ausführbaren Batchdatei (*.bat) organisiert. Zum Start der Modellrechnungen muss nur noch diese Batchdatei aufgerufen werden. Dies kann entweder manuell oder über ein Modul aus ACCESS heraus geschehen.

Nach Beendigung der Modellrechnungen folgt die **Ergebnisaufbereitung (D)**. Dazu werden, ebenfalls automatisiert, die erzeugten Ergebnisdateien wieder in ACCESS importiert, ausgewertet und grafisch dargestellt. Dies geschieht über ACCESS-basierte Importfilter, Abfragen, Makros und Module, welche die Daten einlesen und in gewünschter Struktur und Aggregationsebene in verschiedene Tabellen schreiben. Grafiken, die auf diese Tabellen zugreifen, werden automatisch mit den neuen Daten aktualisiert.

Im nächsten Schritt (**E**) wird das **Feedback der Experten** zu den Ergebnissen eingeholt und evtl. notwendige Anpassungen am Modell diskutiert: Nach BOTHE (1993): 134) ist dieser Schritt äußerst wichtig: *„Der Entwickler hat zu prüfen, ob die verwendeten Methoden zu vernünftigen Schlussfolgerungen führen“* Es sind u.a. folgende Fragen zu klären: Wurden alle wichtigen

²¹ ArcView, Arc/INFO und ArcGIS sind Produkte der Firma ESRI (<http://www.esri.com>). Mit ArcView 3.x können Geodaten in erster Linie visualisiert werden, Analysen sind durch das Laden bestimmter Extensions (z.B. Spatial Analyst, XTools, Geoprocessing) möglich. Zusätzlich können Skripte in der Programmiersprache Avenue geschrieben werden. Arc/INFO bietet eine sehr große Vielzahl an Analysefunktionen. Darüber hinaus können eigene Funktionen in AML (Arc Macro Language) programmiert werden. ArcGIS ist der Name einer ganzen Produktfamilie, die auch die Komponenten ArcView 8.x und ArcInfo umfasst. Für die Programmierung von Makros wird VBA (Visual Basic for Applications) verwendet.

²² Perl ist eine freie, plattformunabhängige, d.h. unter verschiedenen Betriebssystemen lauffähige, interpretierte Programmiersprache (Infos z.B. unter: <http://de.wikipedia.org/wiki/Perl>; <http://www.perl.org>).

Einflussparameter für die Bewertung der Produktionsverfahren bzw. die Abschätzung der Standortpotenziale berücksichtigt? Sind die Zugehörigkeitsfunktionen evtl. anzupassen? Müssen bestimmte Bewertungsparameter stärker gewichtet werden als andere?

Beim Austausch mit den Experten ist es von großem Vorteil, dass in „natürlicher“ Sprache kommuniziert werden kann. Die umgangssprachlich formulierten Regeln können leicht verändert werden. Zur Erhöhung der Transparenz jedes Modells können einzelne Aspekte des Bewertungsproblems zu „Wissensinseln“, jeweils repräsentiert durch ein Bewertungsmodul (Fuzzy-Regelungssystem), zusammengefasst werden. Dies reduziert die gleichzeitig zu bearbeitenden Regeln und steigert so die Performance des Modellsystems (REIF 2000: 121). Nach jedem Anpassungsschritt wird die Bearbeitungsschleife, wie in Abb. 21 dargestellt, erneut durchlaufen. Dies wird solange wiederholt, bis die Ergebnisse plausibel und zufriedenstellend für die Experten sind.

Die folgende Tabelle listet noch einmal die verwendete Software auf (Tab. 16).

Tab. 16: Überblick über die bei der ökologischen Bewertung eingesetzte Software

Software	Vertriebsfirma	Internetlink	Literatur
Fuzzy-Logik-basierte Modellierungssoftware:			
Fuzzy Logic Toolbox for use with MATLAB	The Math Works	www.mathworks.com	THE MATH WORKS (1998a); THE MATH WORKS (1998b)
Datenbank-Software:			
ACCESS	Microsoft	www.microsoft.com	TAI (2000)
GIS-Software:			
ArcView, Arc/INFO, ArcGIS	ESRI	www.esri.com	LIEBIG (1997); WARCUP (2004); LIEBIG & MUMMENTHEY (2005)
Software zur Organisation des Datenflusses:			
Perl	freie Software	www.perl.org	SIEVER et al. (2000)
Editoren:			
XEmacs	freie Software	www.xemacs.org	
WinVi32	freie Software	www.winvi.de	
Notepad++	freie Software	notepad-plus.sourceforge.net	

Bei der hier vorgestellten Vorgehensweise, bei der möglichst schnell ein fertiges Modell entwickelt wird, das dann iterativ durch das Feedback der Experten weiter verfeinert wird, spricht man von „Rapid Prototyping“ oder „Incremental Development“ (GOTTLOB et al. 1990). Diese Methode hat sich beim Aufbau von wissensbasierten Modellen bewährt. Der Austausch mit den Experten verläuft i.d.R. sehr zielgerichtet und konstruktiv, da bereits ein konkretes Modell vorhanden ist, das Ergebnisse liefert, anhand derer notwendige Modellanpassungen diskutiert werden können. Wird nur mit Modellskizzen gearbeitet, muss die Diskussion zwangsläufig auf einem sehr viel abstrakteren Niveau verlaufen, was eindeutige Aussagen zu notwendigen Anpassungen am Modellentwurf für den Experten sehr viel schwieriger macht.

Das gesamt Fuzzy-Logik-basierte Bewertungstool ist modular aus den einzelnen Bewertungsmodellen zusammengesetzt. Das heißt, jedes indikatorbezogene Bewertungsmodul ist getrennt von den

anderen lauffähig und kann unabhängig von den anderen verändert und ausgetauscht werden.

3.3.2.5 Modellvalidierung

Unter Modellvalidierung versteht man ganz allgemein die Überprüfung der modellierten Indikatoren hinsichtlich ihrer Übereinstimmung mit tatsächlich gemessenen (z.B. Daten aus Feldexperimenten) oder beobachteten Daten (z.B. Expertenbeobachtungen). Eine Validierung von Modellen anhand von Felddaten ist auf regionaler Ebene praktisch nicht möglich, da Feldexperimente in dieser Größenordnung viel zu aufwändig und teuer wären (ZANDER 2003: 29). *"Indicators can be validated by comparing outcomes with environmental effects in the field, but this kind of validation is extremely complicated and can only be carried out if indicators produce output which can be measured in the field ... Another way to validate an indicator and to increase its reliability is to make the calculations behind an indicator transparent and subject to expert judgement and peer review"* (REUS et al. 2002: 186). Nach LAMNEK (1995: 385) handelt es sich bei der „Expertenvalidität“ (expert validity) um ein „... Verfahren der Gültigkeitsprüfung eines Erhebungsinstruments aufgrund des Urteils von ‚Experten‘.“ Daher wird für die Modellvalidierung in dieser Arbeit eine Validierung durch Experten vorgenommen (vgl. Kap. 3.3.2.5, (E) Expertenfeedback).

3.4 Akzeptanzerhebung bei Landwirten

Zur Bearbeitung der Fragestellung 3 der Arbeit (vgl. Kap. 1.2, Box 1): Welche Akzeptanz für die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsverfahren besteht bei Landwirten? wurde eine Befragung zur Akzeptanz für die Umsetzung von Umweltmaßnahmen bei Landwirten in der Untersuchungsregion Prenzlau-West durchgeführt. Die Vorgehensweise wird im Folgenden erläutert.

3.4.1 Wahl der Untersuchungsmethoden

In der Innovations- und Akzeptanzforschung werden klassische Methoden der empirischen Sozialforschung sowohl aus dem qualitativen als auch quantitativen Bereich angewendet (BRENKEN 2002: 48). Qualitative Methoden finden insbesondere dann Anwendung, wenn es relativ wenig Kenntnisse über ein bestimmtes Phänomen gibt und es darum geht, eine möglichst ganzheitliche Sicht auf einen Sachverhalt zu gewinnen (LAMNEK 1995: 8). Der konzeptionelle Rahmen für die Analyse der Motive und Einflussfaktoren muss dabei breit genug sein, um alle einflussnehmenden Aspekte berücksichtigen zu können (KNIERIM & SIEBERT 2005). Oft werden daher mehrere Methoden parallel angewendet, um die Vorteile verschiedener Verfahren zu nutzen und ein Problem aus unterschiedlichen methodischen Blickwinkeln betrachten zu können. Bei dieser Vorgehensweise spricht man auch von methodischer Triangulation (vgl. FLICK 2004). Wurde ein grundlegender und möglichst vollständiger Einblick in die Breite aller einflussbestimmenden Faktoren gewonnen, bieten sich auch quantitative Methoden an, welche eine detailliertere Untersuchung von Einzelaspekten erlauben und auch Verallgemeinerungen zulassen (LAMNEK 1995: 8). Für diese Arbeit wurde ein Methoden-Mix qualitativer und quantitativer Verfahren ausgewählt. Es erfolgte zunächst eine qualitative Analyse der im Rahmen des GRANO-Projektes zur Verfügung stehenden themenbezogenen Primär- und Sekundärdaten sowie einer Reihe von

Literaturquellen. Dies diente zur Ableitung der möglichen akzeptanzbestimmenden Faktoren, welche die Umsetzung umweltschonender Produktionsverfahren durch Landwirte beeinflussen. Basierend auf dieser Auswertung wurde eine quantitative Erhebung bei Landwirten mit dem Ziel durchgeführt, zu bestimmen, welche dieser Faktoren eine mehr oder weniger wichtige Rolle spielen.

Die Auswertung der Primär- bzw. Sekundärdaten aus dem GRANO-Projekt und der Literaturquellen erfolgte mittels qualitativer Inhaltsanalyse (vgl. LAMNEK 1995: 197-238). Die Akzeptanz-erhebung bei den Landwirten in der Untersuchungsregion wurde als persönliche Befragung in Form eines fragebogengestützten Einzelinterviews durchgeführt (vgl. LAMNEK 1995: 36 ff.). Der Fragebogen enthielt größtenteils geschlossene Fragen mit vorgegebenen Antwortkategorien sowie eine offene Frage, auf die frei geantwortet werden konnte (vgl. Tab. 17).

Tab. 17: Arten von Befragungen

Differenzierung nach* ...	bezieht sich auf ...	Erläuterung
- <u>ermittelnd</u> vs. vermittelnd	Intention des Interviews	einseitiges Abrufen von Informationen vs. gegenseitiger Austausch von Informationen
- <u>Einzel-</u> vs. Gruppeninterview	Anzahl der Befragten	Frage und Antwort vs. Gruppendiskussion
- <u>mündlich</u> vs. schriftlich	Form der Kommunikation	mögliche Hilfestellung bei Beantwortung der Fragen vs. unbeeinflusstes Beantworten
- <u>persönlich</u> vs. telefonisch	Kommunikationsmedium	„face to face“-Situation (Sprache, Mimik, Gestik) vs. auf Sprache begrenzter Austausch
- <u>geschlossen</u> vs. <u>offen</u>	Freiheitsgrad des Befragten	vorgegebene Antwortkategorien vs. freies Antworten
- <u>strukturiert</u> vs. unstrukturiert (<u>standardisiert</u> vs. unstandardisiert)	Freiheitsgrad des Interviewers	vorgegebener Fragenkatalog vs. freies Formulieren der Fragen je nach Interviewsituation
- <u>quantitativ</u> vs. <u>qualitativ</u>	Auswertung des Interviews	Auswertung quantitativ durch Auszählen vs. qualitativ interpretierend

*in dieser Arbeit angewendete Formen der Befragung sind durch Unterstreichung hervorgehoben

Quelle: zusammengestellt nach LAMNEK (1995: 37-60) sowie MAYRING (1999: 49)

Die Fragen wurden in vorgegebener Reihenfolge zusammen mit dem Interviewpartner durchgegangen. Die persönliche Befragung bot gegenüber einer schriftlichen Befragung generell den Vorteil, dass jederzeit Nachfragen von beiden Seiten möglich waren.

3.4.2 Vorbereitung der Befragung

Zunächst wurde ein Zeit- und Ablaufplan über notwendige Arbeiten zur Vorbereitung, Durchführung und Auswertung der Akzeptanzerhebung erstellt (Tab. 18).

Tab. 18: Zeit- und Ablaufplan für die Akzeptanzerhebung

Zeitraum	Einzelaktivitäten
2003	Dezember <ul style="list-style-type: none"> • Sichtung, Aufbereitung und Auswertung der GRANO-Projektmaterialien • Literaturstudium zum Thema • Befragungsdesign, Erstellung des Fragebogens im Entwurf
	Januar <ul style="list-style-type: none"> • Besprechung des Fragebogens mit Experten • Überarbeitung des Fragebogens • Pre-Test des Fragebogens
2004	Februar <ul style="list-style-type: none"> • Auswahl der zu befragenden Landwirte • Vereinbarung der Befragungstermine
	Februar/März <ul style="list-style-type: none"> • Durchführung der Befragungen • Anfertigung von Protokollen • Datenaufbereitung und -auswertung • Grafische und tabellarische Darstellung der Ergebnisse
	Mai <ul style="list-style-type: none"> • Feedback der Ergebnisse an die befragten Landwirte

3.4.2.1 Auswertung von Projektmaterialien und Literaturquellen

Als erster Schritt wurden die aus dem GRANO-Projekt zur Verfügung stehenden Materialien gesichtet. Verfügbar waren sowohl Primärdaten, wie z.B. Protokolle von Betriebsbefragungen und Projektworkshops, als auch Sekundärdaten, d.h. bereits vorliegende strukturierende oder aggregierende Auswertungen der Primärdaten. Bei allen Materialien handelte es sich um projektinterne und aus Datenschutzgründen in dieser Form unveröffentlichte Dokumente. Die Materialien waren durch verschiedene qualitative Methoden, wie z.B. qualitative Interviews, Gruppendiskussionen, teilnehmende Beobachtung und qualitative Inhaltsanalyse erhoben worden (siehe Box 14).

Box 14: Darstellung einiger Methoden der qualitativen Sozialforschung

Ein Interview ist die mündliche Form einer Befragung. Interviews sind die am häufigsten verwendete Methode in der Soziologie (FRIEDRICHS 1990: 207 f.). **Qualitative Interviews** sind nur gering standardisiert und die Fragen werden offen formuliert. In der Regel werden sie als Einzelbefragung in vertrautem Umfeld des Befragten durchgeführt, um möglichst authentische Informationen in einer alltagsähnlichen Gesprächssituation zu erhalten. Der Interviewpartner fungiert nicht nur als Datenlieferant, „... sondern er determiniert als Subjekt das Gespräch qualitativ und

quantitativ“ (LAMNEK 1995: 64). Prinzipiell ist der Interviewer für unerwartete Informationen offen und reagiert darauf flexibel, indem er sich auf die vom Befragten eingeschlagene Richtung einlässt, solange dies im Rahmen des gesetzten Themenschwerpunktes geschieht: „Die Gestaltung des inhaltlichen Interviewverlaufs liegt nach dem methodologischen Prinzipien dominant in den Händen des Befragten ...“ (LAMNEK 1995: 107).

(Fortsetzung der Box auf der nächsten Seite)

Box 14 (Fortsetzung): Darstellung einiger Methoden der qualitativen Sozialforschung

Gruppendiskussionen dienen u.a. der Erfassung von Einstellungen und Meinungen der Teilnehmer zu einem festgelegten Thema. Im Unterschied zu einer Interviewsituation handelt es sich jedoch nicht vorrangig um Gespräche der Teilnehmer mit einem Gesprächsleiter, sondern um Gespräche der Teilnehmer untereinander. Die erhobenen Daten sind im Gegensatz zur individualistischen Erfragung bedingt durch das Interagieren der Teilnehmer in hohem Maße situationsabhängig und i.d.R. nicht reproduzierbar.

„Gruppensituationen sind – weil alltagsähnlicher – [jedoch] eher geeignet, authentische Einstellungen und Meinungen zu artikulieren. ... Es wird angenommen, dass sich gesellschaftliche Wirklichkeit nicht in Einzelinterviews erfassen lässt, sondern nur in ‚öffentlichen‘, sozialen Gruppensituationen“ (LAMNEK 1995: 140; 145). Während ein Interview ein statisches Bild einer individuellen Meinung liefert, lässt die Gruppendiskussion Einblicke in Meinungsbildungsprozesse von Gruppen zu (FRIEDRICHS 1990: 246).

Die **teilnehmende Beobachtung** ist eine grundlegende sozialwissenschaftliche Methode, die in der „natürlichen Lebenswelt der Beobachteten“ eingesetzt wird, d.h. der Forscher nimmt „(...) als Beobachter am Alltagsleben der ihn interessierenden Personen oder Gruppen teil“ (LAMNEK 1995: 243). In der Regel ist sie unstrukturiert und flexibel, d.h. es existiert kein vorgefertigtes Beobachtungsschema, sondern der

Gegenstand und die Perspektiven der Beobachtung ergeben sich erst während der Beobachtung. Oft erschließt sich erst im Laufe des Forschungsprozesses, welche Beobachtungen besonders bedeutsam waren. Die Beobachtung erfolgt i.d.R. offen und nicht verdeckt. Bei der offenen Beobachtung ist sicherzustellen, dass dadurch „keine Beeinflussung des sozialen Feldes“ erfolgt, d.h. keine „Methodenartefakte“ auftreten (LAMNEK 1995: 294). Der Beobachter ist in die soziale Interaktion mehr oder weniger aktiv integriert, primär ist seine Rolle aber die des Beobachters. In vielen Aspekten ist die teilnehmende Beobachtung nur schwer von der Gruppendiskussion zu trennen.

Bei der **qualitativen Inhaltsanalyse** wird das vorliegende Material, wie z.B. Texte, Tonband- oder Videoaufzeichnungen, interpretierend ausgewertet. Bei Anwendung der qualitativen Inhaltsanalyse nach (MAYRING 1988) wird das Material zunächst gesichtet und ein System von Kategorien festgelegt. Anhand dieser Kategorien wird das Material eingehender untersucht, indem getroffene Aussagen durch interpretative Techniken herausgearbeitet und den Kategorien zugeordnet werden (LAMNEK 1995: 218). *„Die Inhaltsanalyse ist eine nonreaktive Methode; es besteht keine Interaktion Forscher-Untersuchter, es können keine Verzerrungen durch eine Erhebungssituation auftreten“* (FRIEDRICHS 1990: 317).

Bei den im Rahmen von GRANO durchgeführten qualitativen Interviews waren die schriftlichen Protokolle der Befragungen landwirtschaftlicher Betriebe verfügbar, die anhand eines Gesprächsleitfadens durchgeführt worden waren. Von Interesse waren die Antworten zu den Themenfeldern Landwirtschaft und Umweltleistungen sowie Landwirtschaft und Sozialleistungen. Bei den Gruppendiskussionen und teilnehmenden Beobachtungen aus dem GRANO-Projekt handelte es sich um mehrere moderierte Projektworkshops, zu denen Vertreter aus Landwirtschaft, Verwaltung, Politik sowie Naturschutz- und Landschaftspflegeverbänden zu bestimmten Themenstellungen eingeladen worden waren. Es lagen die schriftlichen Protokolle zu diesen Workshops vor. Darüber hinaus waren auch bereits zusammenfassende Auswertungen von Protokollen angefertigt worden. Auch diese lagen als schriftliche Dokumente vor. Zusätzlich wurde eine Literaturlauswertung verschiedener Arbeiten zu Akzeptanzuntersuchungen vorgenommen. Als angewandte Methoden wurden hier Befragungen, teilnehmende Beobachtung, Literaturlauswertung und Dokumentenanalyse sowie Expertenbefragung und Experteninterviews genannt.

Die Projektdokumente und Literaturquellen wurden auf Angaben hinsichtlich wichtiger akzeptanzrelevanter Einflussgrößen auf die Umsetzung umweltbezogener Maßnahmen, insbesondere aus Sicht von Landwirten, geprüft. Dies geschah mittels qualitativer Inhaltsanalyse. Die Sichtung des Materials erfolgte anhand der von ROGERS (2003: 219 ff.) vorgeschlagenen Kategorien hinsichtlich

der unterschiedlichen Eigenschaften von Innovationen: relativer Vorteil (*relative advantage*) gemessen an Kosten, Zeitbedarf und Risikopotenzial; Kompatibilität bzw. Integrierbarkeit (*compatibility*), Aufwand und Ausprobierbarkeit (*trialability*), Anspruch bzw. Komplexität (*complexity*) sowie Beobachtbarkeit positiver Effekte bzw. Wirksamkeit (*observability*). Weiterhin wurden in Anlehnung an HUGO-BECKER & BECKER (1997: 5 ff.) Aussagen zur Motivation für umweltbewusstes Verhalten gesammelt, das einerseits durch interne Faktoren (intrinsische Motivation) und andererseits durch externe Faktoren (extrinsische Motivation) bestimmt sein kann. Zusätzlich wurde eine Zitatsammlung mit themenbezogenen Aussagen angelegt. Die Verwendung von Zitaten als Element der qualitativen Inhaltsanalyse hat sich zur Belegung von Einzelaspekten bewährt (vgl. PRAGER 2002: 125).

Durch die Analyse der oben genannten Dokumente und Literaturquellen konnte ein Überblick über das Spektrum an möglichen Einflussvariablen im Akzeptanzprozess umweltrelevanter Maßnahmen gewonnen werden. Die Projektmaterialien boten dabei den Vorteil, dass der regionale Bezug zur ausgewählten Untersuchungsregion mit ihren naturräumlichen und strukturellen Eigenarten direkt hergestellt werden konnte. Durch die Auswertung der Literatur konnte das Bild komplettiert werden. Die Analyse war Grundvoraussetzung für die Erstellung des quantitativ auswertbaren Fragebogens. Diese Vorgehensweise setzt ein „... *gutes Verständnis des Forschungsgegenstandes voraus, um auszuschließen, dass wichtige Faktoren nicht erfasst werden*“ (PRAGER 2002: 125). So war nicht die Gefahr gegeben, dass bestimmte Aspekte vergessen und nicht abgefragt werden (vgl. HAMM & KONRAD 1992: 198).

3.4.2.2 Fragebogendesign

Der Fragebogen war zunächst in einer ausführlicheren Variante erstellt worden. Nach einem professionellen Feedback durch drei Sozialwissenschaftler wurde er gekürzt und überarbeitet. Anschließend wurde die Praxistauglichkeit in einem Pre-Test mit einem Landwirt geprüft (vgl. FRIEDRICHS 1990: 153 ff.). In seiner Endfassung bestand der Fragebogen aus sieben Abschnitten (siehe Anhang C - 1):

- Im ersten Abschnitt wurde das Ziel der Befragung kurz erläutert.
- Der zweite Abschnitt war für die Erfassung der betrieblichen Sachdaten vorgesehen, wie z.B. der Erwerbsform, der Anzahl der Mitarbeiter, der Flächenausstattung usw.
- Abschnitt 3 diente zur Ermittlung der Umweltmaßnahmen, die derzeit bereits auf dem Betrieb durchgeführt werden, wann damit begonnen wurde und ob evtl. eine Ausweitung der Maßnahmen für die Zukunft vorgesehen ist.

Die Abschnitte 4-6 waren zur Erfassung der subjektiven Einschätzung der Befragten hinsichtlich verschiedener Fragestellungen vorgesehen. Dazu waren feste Antwortkategorien mit einer jeweils fünfteiligen Skala vorgegeben.

- In Abschnitt 4 sollten die Befragten ihre persönliche Einschätzung dazu abgeben, welche Umweltziele sie allgemein für wie wichtig halten und welche dieser Ziele für sie so wichtig sind, dass dazu Umweltmaßnahmen auf dem eigenen Betrieb durchgeführt werden.

- Im Abschnitt 5 wurde abgefragt, wie die Landwirte die Wichtigkeit der verschiedenen akzeptanzrelevanten Einflussfaktoren einschätzen. Als Ausgangsbasis für diese Frage dienten die zuvor aus den Projektdokumenten und der Literatur ermittelten möglichen Einflussfaktoren. Es wurden insgesamt 30 Einzelfaktoren (jeweils 2-5 je übergeordnetem Punkt) in den Fragebogen aufgenommen.
- Im Abschnitt 6 schließlich sollte für alle gegenwärtig auf dem Betrieb durchgeführten Maßnahmen eingeschätzt werden, ob sich die verschiedenen Faktoren, wie z.B. die Kosten oder das Risiko mit Einführung dieser Maßnahme erhöht oder verringert hatten.
- Der siebte und letzte Abschnitt beinhaltete die einzige offene Frage. Hiermit sollte den Landwirten die Möglichkeit gegeben werden, ganz allgemein dazu Stellung zu nehmen, wie sie ihre zukünftige Situation sehen. Zusätzlich erhielten sie so die Möglichkeit, auch Bereiche anzusprechen, die im formalisierten Teil des Fragebogens nicht explizit abgefragt worden waren.

3.4.2.3 Auswahl der zu befragenden Landwirte

Befragt wurden Haupterwerbsbetriebe in der ausgewählten Modellregion Prenzlau-West (siehe Kap. 3.1). Die Auswahl der Befragten erfolgte also bewußt (*purposive sample*) (vgl. FRIEDRICHS 1990: 130 ff.). Beabsichtigt war es, möglichst alle Großbetriebe als typische Betriebsform in der Region zu erfassen. Einige Betriebsleiter lehnten eine Befragung jedoch ab, wobei als Grund i.d.R. Zeitmangel angegeben wurde. Die Adressen der Betriebe wurden beim Landwirtschaftsamt des Landkreises Uckermark in Prenzlau erfragt. Insgesamt wurden 20 Betriebe telefonisch angefragt. Da dies aus der Adressenliste nicht hervorging, waren darunter jedoch auch Nebenerwerbsbetriebe. Von den insgesamt 15 Haupterwerbsbetrieben erklärten sich elf für eine Befragung bereit. Die Flächen der Betriebe lagen ganz oder teilweise²³ in der Untersuchungsregion. Durch die Befragung wurden insgesamt 12.935 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) erfasst, dies entspricht ca. 80 % der gesamt LN in der Untersuchungsregion²⁴. Unter den befragten Betrieben waren sieben Gemischt-²⁵ und vier Marktfruchtbetriebe, davon vier Einzelunternehmen, sechs juristische Personen und eine Personengesellschaft. Sieben der Landwirte stuften ihr Produktionssystem als „konventionell“ und vier als „integriert“ ein (vgl. Kap. 3.2.1, Tab. 8). Größere ökologisch wirtschaftende Betriebe sind in der Region nicht vorhanden. Der Arbeitskräftebesatz schwankte zwischen 0,4 und 2,6 AK je 100 ha LN. Die je Betrieb bewirtschaftete LN betrug zwischen 187 und 4.200 ha. Generell war der Anteil von Pachtland sehr hoch (bei sechs Betrieben höher als 80 %). Im

²³ In diesem Fall wurden die Angaben über die auf die einzelnen Maßnahmen entfallenden Flächenumfänge prozentual auf die in der Region liegenden Flächen umgerechnet.

²⁴ Es wurden vier weitere Haupterwerbsbetriebe angefragt (darunter zwei Großbetriebe, mit denen 90 % der LN hätten erfasst werden können), die jedoch nicht an der Befragung teilnehmen wollten.

²⁵ Die Betriebsform (betriebswirtschaftliche Ausrichtung) eines Betriebes wird durch den relativen Beitrag der verschiedenen Produktionszweige des Betriebes zum gesamtbetrieblichen Standarddeckungsbeitrag (SDB) gekennzeichnet. Bei Marktfruchtbetrieben (spezialisiert) ist der Anteil am gesamten SDB des Betriebes durch den Verkauf der Erzeugnisse des Ackerbaus (Getreide, Hülsenfrüchte, Kartoffeln, Zuckerrüben, Futterpflanzen etc.) größer als $\frac{2}{3}$ des SDB. Gemischtbetriebe (nicht spezialisiert) können aufgrund ihrer geringen Spezialisierung keiner spezialisierten Betriebsform zugeordnet werden. Der Anteil einzelner Zweige am gesamten SDB des Betriebes ist $>\frac{1}{3}$ aber $<\frac{2}{3}$ (vgl. BMVEL 2004: 175). Die Einteilung wurde von den Landwirten selbst vorgenommen.

Einzelfall gab es Pachtverträge mit mehr als 300 Flächeneigentümern. Bei den Einzelunternehmen war der Anteil an Pachtflächen tendenziell geringer. Alle befragten Personen hatten eine Ausbildung in der Landwirtschaft absolviert, darunter fünf mit Meister-Ausbildung und vier mit Hochschulabschluss. Das Alter der Befragten lag zwischen 34 und 69 Jahren.

3.4.3 Durchführung der Befragung

3.4.3.1 Zeitpunkt der Durchführung

Die Anfrage zur Teilnahmebereitschaft und die Vereinbarung der Befragungstermine erfolgte telefonisch Anfang Februar 2004. Im Zeitraum Mitte Februar bis Mitte März 2004 wurden dann insgesamt elf Landwirte²⁶ im Haupterwerb befragt. Allen Interviewpartnern wurde der Fragebogen vorab zugeschickt. Der Zeitpunkt der Befragung lag in einem für die Landwirte relativ günstigen Zeitraum, d.h. noch vor der jahreszeitlich bedingten Arbeitszeitspitze für Aussaat und Frühjahrsbestellung der Felder.

3.4.3.2 Ablauf der Befragung

Nach der Begrüßung wurde zu Beginn jedes Interviews nochmals der Zweck der Befragung erläutert, der vorgesehene Ablauf der Befragung dargestellt und jedem Teilnehmer die Anonymität der Daten zugesichert. Dann wurden die einzelnen Anschnitte des Fragebogens gemeinsam mit dem Interviewpartner durchgegangen. Sehr vorteilhaft war es, dass die Interviewpartner den Fragebogen bereits vorab per Post erhalten hatten, denn die meisten hatten die Daten zum Betrieb und zu den Flächenumfängen der einzelnen Maßnahmen bereits aus ihren Unterlagen herausgesucht, so dass dieser Teil des Fragebogens i.d.R. sehr schnell abgehandelt werden konnte. Während des Gesprächs wurden die Daten und Aussagen in die vorgesehenen Felder des Fragebogens eingetragen. Kommentierungen der Daten wurden ebenfalls notiert. Die Antworten auf die offene Frage in Abschnitt 7 des Fragebogens wurden stichwortartig mitprotokolliert. Abschließend wurden alle Interviewpartner gefragt, ob sie Interesse an den Ergebnissen der Befragung haben und ihnen diese nach Auswertung zugeschickt werden soll. Dies wurde von allen Befragten bejaht.

Die Atmosphäre bei den Gesprächen war sehr offen und es wurden teilweise sehr freimütige Aussagen getroffen²⁷. Die Interviews fanden i.d.R. in den Büroräumen statt, in mehreren Fällen auch in der Küche oder im Wohnzimmer. In zwei Fällen waren Zweitpersonen anwesend (Ehepartner, Betriebsmitarbeiter), die sich ebenfalls am Interview beteiligten. Die Dauer der

²⁶ Als „Landwirt“ wird hier allgemein der Entscheidungsträger/die Entscheidungsträgerin eines Betriebes bezeichnet, unabhängig von der genauen Position oder Berufsbezeichnung, die tatsächlich im Betrieb eingenommen wird (wie z.B. Betriebsleiter/in, Geschäftsführer/in, Produktionsleiter/in etc.). Aus Gründen der Einfachheit wird die männliche Form verwendet. Unter den Befragten war nur eine Frau als Betriebsleiterin vertreten.

²⁷ In einem Fall war ein Landwirt nicht bereit, den Fragebogen zu beantworten, hatte aber den telefonisch vereinbarten Termin vorher nicht abgesagt. Als Grund gab er an, dass er schon so oft befragt worden war, aber noch nie im Nachhinein über die Ergebnisse informiert worden sei und „*das ja doch alles nichts bringe*“. Es folgte eine lange Frustration darüber, was seiner Meinung alles mit der Agrarpolitik und der Situation der Landwirte allgemein im Argen liege. Im Laufe des Gesprächs war er aber doch bereit, Fragen zu beantworten.

Gespräche betrug 30-90 Minuten, je nachdem, wie viel zusätzlich kommentiert wurde bzw. wie ausführlich die Beantwortung der Frage 7 ausfiel. Im Anschluss an die Interviews wurde möglichst schnell, meistens noch am gleichen Tag, ein Protokoll erstellt. Darin wurde, unter Zuhilfenahme der während des Interviews niedergeschriebenen Notizen, zum Abschnitt 7 ein ausführliches Postskript angefertigt sowie Kommentierungen und Anmerkungen zu den anderen Abschnitten festgehalten.

3.4.4 Auswertung der Befragungsergebnisse

Die Auswertung des Fragebogens wurde anhand der zuvor formulierten Unterfragestellungen vorgenommen (vgl. Kap. 2.3). Die Auswertung erfolgte für die Abschnitte 2-6 quantitativ. Abschnitt 7 wurde qualitativ-interpretierend ausgewertet. Aufgrund der geringen Fallzahlen war keine statistische Auswertung möglich. Durch die begrenzte Anzahl der untersuchten Fälle haben die Aussagen keine generelle Repräsentanz, sondern stellen eine Aggregation der erhobenen Einzelmeinungen der befragten Landwirte dar. Allerdings beziehen sich die Aussagen flächenmäßig auf etwa 80 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in der ausgewählten Region, so dass Verallgemeinerungen in gewissen Maße möglich sind. Die Darstellung und Diskussion der Befragungsergebnisse findet sich in Kap. 5. Eine Kurzfassung der Befragungsergebnisse wurde auch den befragten Landwirten als Feedback zugesandt.

4 Ökologische Bewertung von Produktionsverfahren

Das folgende Kapitel behandelt Fragestellung 1 der Arbeit (vgl. Kap. 1.2, Box 1): Wie können pflanzenbauliche Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Wirkung auf ausgewählte abiotische und biotische Indikatoren bewertet werden? Die Beschreibung der allgemeinen Vorgehensweise findet sich im Methodenkapitel in Abschnitt 3.3.2.

Die ökologische Bewertung der in MODAM definierten Produktionsverfahren wurde für insgesamt zehn Indikatoren vorgenommen: fünf abiotische und fünf biotische (vgl. Kap. 3.3.2.1). Für zwei Indikatoren wurde auch eine Bewertung der Standorteinheiten der ausgewählten Modellregion Prenzlau-West durchgeführt: einen abiotischen Indikator „Wassererosion“ und einen biotischen Indikator „Rotbauchunke“ (vgl. Kap. 3.3.2.1, Tab. 15). Dies ermöglicht eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren.²⁸ Jedem Indikator wird ein Unterkapitel gewidmet. Alle Unterkapitel sind analog gegliedert:

- Ableitung der Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung auf den jeweiligen Indikator
- Darstellung der fuzzy-basierten ökologischen Bewertung der Produktionsverfahren
- Ableitung der Einflussfaktoren des Standorts je Indikator
- Darstellung der GIS-gestützten Bewertung der Standorteinheiten (nur für die beiden Indikatoren mit standortabhängiger Bewertung) und
- Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse, d.h. der Ergebnisse der Bewertung der Produktionsverfahren. Für die beiden Indikatoren mit standortabhängiger Bewertung werden auch die Ergebnisse der Bewertung der Standorteinheiten sowie der standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren (Bewertung aller Verfahrens-Standort-Kombinationen) dargestellt.

Das Kapitel schließt mit einer zusammenfassenden Diskussion der Bewertungsergebnisse ab.

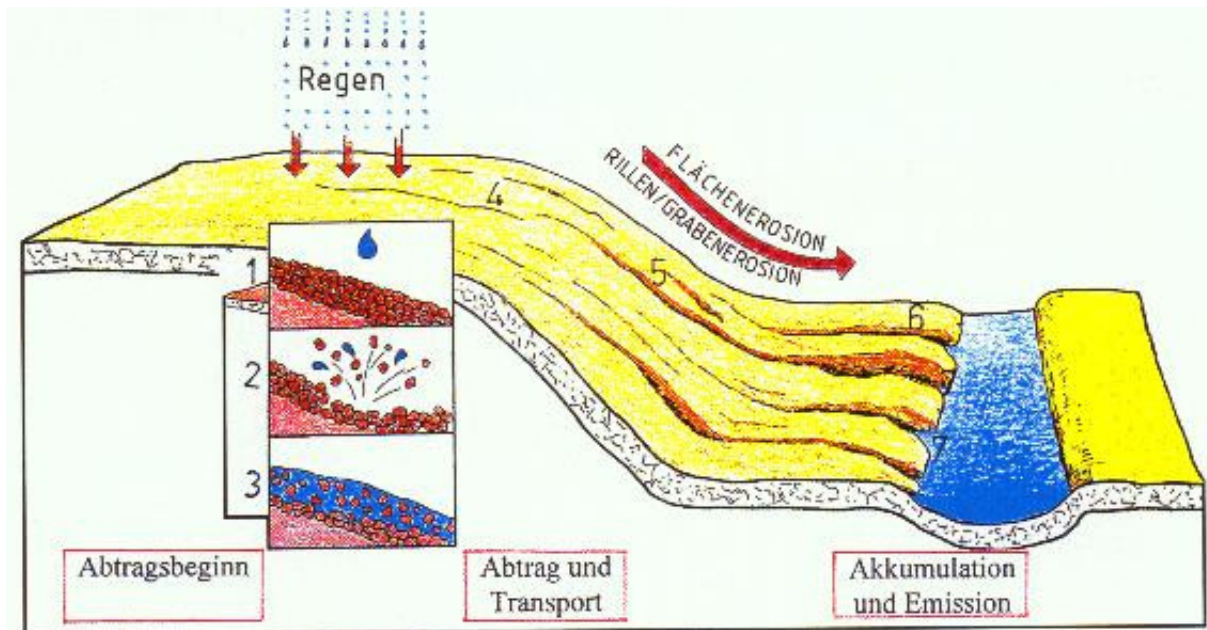
Grundlage für die ökologische Bewertung stellen Literaturlauswertungen sowie Expertenbefragungen dar (vgl. dazu Kap. 3.3.2.3 sowie Anhang A - 3).

²⁸ Eine Bewertung der Standorteinheiten für alle zehn Indikatoren wurde nicht durchgeführt, weil die GIS-Analysen und die Bewertung aller Verfahrens-Standortkombinationen einen erheblichen Arbeitsaufwand darstellen, was den Umfang der Arbeit bei weitem gesprengt hätte. Für einige Indikatoren, wie z.B. die Nitrateintragsgefährdung ins Grundwasser sind aber entsprechende Daten und Modelle vorhanden, so dass der Ansatz in diesem Bereich im Nachhinein leicht ergänzt werden könnte.

4.1 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes des Bodens vor dem Abtrag durch Wassererosion

Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998: 365) ist Bodenerosion „... die Ablösung und der Transport von Bodenteilchen (Primärteilchen oder Aggregaten) entlang der Bodenoberfläche. Je nach Transportmedium unterscheidet man zwischen Wassererosion und Winderosion.“ Abb. 22 zeigt eine schematische Darstellung der Wassererosion.

Abb. 22: Bodenabtrag durch Wassererosion (Schema)*



* Ziffern sind im Text erläutert

Quelle: FRIELINGHAUS et al. (1997: 12)

Auf die Bodenoberflächen auftreffende Niederschläge bewirken zunächst eine Zerschlagung von Bodenaggregaten und damit eine Verschlammung der Bodenoberfläche. Das Niederschlagswasser kann nicht mehr schnell genug in den Boden infiltrieren und fließt oberflächlich ab (*1-3). Bodenpartikel werden mitgerissen und mit dem Oberflächenwasser hangabwärts transportiert (*run-off*). Mit zunehmender Niederschlagsdauer und -intensität kommt es zur Ausbildung von Erosionsrillen, -rinnen oder schließlich -gräben (*4-5). Am Hangfuß werden die Bodenpartikel bei verringerter Fließgeschwindigkeit abgelagert oder auch in angrenzende Still- und Fließgewässer eingetragen (*6) (vgl. DEUMLICH 1995).

Bodenverluste durch Wassererosion sind die häufigste Art der Bodendegradation²⁹. Nach der

²⁹ Neben Winderosion sowie chemischer (Nährstoffverluste, Versalzung, -sauerung und -unreinigung) und physikalischer (Verdichtung, Vernässung und Humusabbau) Bodendegradation (OLDEMAN et al. 1991).

GLASOD³⁰-Studie sind weltweit 15 % der Landoberfläche von Bodendegradation betroffen, davon 56 % durch Wassererosion. In Europa sind 23 % der Landfläche degradiert, 52 % davon durch Wassererosion (OLDEMAN et al. 1991). In Brandenburg gelten ca. 7 % des Ackerlandes als durch Wassererosion degradiert (SCHMIDT 1991). Es wurden jährliche Bodenabträge zwischen 0,1-170 t * ha⁻¹ (1982-1992) gemessen. Ein Bodenabtrag von 3,6 t * ha⁻¹ entspricht dabei einem flächenmäßigen Abtrag von 0,25 mm Schichtdicke (DEUMLICH & FRIELINGHAUS 1994). Im Mittel der Jahre wurden je t abgetragenen Boden 3,1 kg Kohlenstoff, 0,3 kg Stickstoff, 0,05 kg Phosphor und 0,05 kg Kalium mitverfrachtet (FRIELINGHAUS et al. 1992a). Dagegen verläuft die Neubildung von Böden aus Festgestein durch physikalische, chemische und biologische Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse extrem langsam und übersteigt in Mitteleuropa wahrscheinlich nur selten Werte von 1 t * ha⁻¹ pro Jahr. D.h. die Rate der Bodenreuebildung vermag meistens die erheblich höhere Bodenerosionsrate nicht zu kompensieren (BORK & FRIELINGHAUS 1997; FRIELINGHAUS 1994). Die Pflicht zur Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zur „... Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürlicher Ressource ...“ gemäß den Grundsätzen der „Guten fachlichen Praxis“ ist im Bundesbodenschutzgesetz (BBODSCHG 1998), § 17) gesetzlich verankert. Dennoch ist als Ursache von gravierenden Erosionsereignissen in unserem Klimabereich i.d.R. eine standortunangepasste Intensität der Pflanzenproduktion zu nennen (FRIELINGHAUS et al. 1994a; OLDEMAN et al. 1991).

Box 15: Hintergrundinformationen: Wassererosion

Wassererosion ist ein natürlicher Vorgang, der über Jahrhunderte die Agrarlandschaften Nordostdeutschlands beeinflusst hat. Anthropogene Aktivitäten können die natürlichen Bodenerosionsprozesse aber erheblich verstärken. Bei den Schäden kann einerseits zwischen Schäden direkt auf den Kulturflächen bzw. auf den angrenzenden Flächen und andererseits zwischen unmittelbar sichtbaren kurzfristigen Schäden bzw. erst langfristig erkennenden Schäden unterschieden werden.

On- und Offsite-Schäden

Auf den Kulturflächen (On-Site-Schäden) führt Wassererosion zum Abtrag humosen Oberbodenmaterials. Die Folge ist eine Verminderung der Wasserspeicherkapazität des Bodens, eine Verarmung an Pflanzennährstoffen und eine verminderte Fließ- und Filterstrecke bis zum Grundwasser. In den Auftragsbereichen kommt es hingegen zur Anreicherung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln. Insgesamt findet also eine Differenzierung der Bodengüte innerhalb der Schläge statt. Zusammen mit dem Bodenmaterial aus den Quellflächen in angrenzende Land- und Wasserlebensräume (Off-Site-Schäden) ver-

lagerte Pflanzennährstoffe, insbesondere Stickstoff und Phosphor sowie Pestizide, führen dort zu stofflicher Belastung und tragen zur Eutrophierung bei.

Kurzfristige und langfristige Schäden

Zu den unmittelbar erkennbaren kurzfristigen Schäden zählen Abschwemmung und Überlagerung von Saatgut, Verletzung, Entwurzelung und das Verschütten von Kulturpflanzen, die Ausbildung direkt erkennbarer Verlagerungspfade sowie die Verschmutzung von Strassen, Wegen, Gräben und Vorflutern. Zu den, zunächst weniger sichtbaren, langfristigen Schäden zählen der flächige Bodenabtrag oder die stoffliche Belastung angrenzender Lebensräume. Die langfristigen negativen Auswirkungen werden oft unterschätzt, da sie weniger offensichtlich sind. Beispielsweise werden Ertragsabsenkungen infolge langfristiger Bodenabträge oft durch den Anbau leistungsfähiger Sorten und die Produktionsintensität überlagert.

(zusammengestellt nach FRIELINGHAUS 2001; BORK & FRIELINGHAUS 1997; DEUMLICH & FRIELINGHAUS 1994; FRIELINGHAUS et al. 1994a; FRIELINGHAUS et al. 1994b; JAROSCH & ZEDDIES 1991 und BAEUMER 1981).

³⁰ GLASOD = Global Assessment of Soil Degradation

4.1.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Da die natürliche Regeneration erosionsbeeinflusster Böden lange Zeiträume beansprucht, ist die Prävention die entscheidende Maßnahme (FRIELINGHAUS 2001, pers. Mit.). Zu den Vorsorgemaßnahmen zählen u.a. die Anpassung der Flurgestaltung, z.B. durch Anlegen von Hecken, Verkürzen von Hanglängen, Bearbeiten quer zum Gefälle. Weiterhin ist eine bodenbedeckende Anbaugestaltung wichtig, z. B. durch den Anbau mehrjähriger Kulturen oder die Integration von Zwischenfrüchten und Untersaaten in die Fruchtfolge. Auch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren können erheblich zur Vermeidung von Erosion beitragen, wie z.B. pfluglose Bodenbearbeitung sowie Mulch- und Direktsaatverfahren. Schließlich spielt noch die Verringerung der mechanischen Belastung des Bodens eine wichtige Rolle. Z.B. sollte zur Vermeidung von Bodenverdichtung keine Bodenbearbeitung bei ungünstiger Witterung erfolgen oder sollten zumindest zur Verminderung der Belastung Gitterräder oder Niederdruckreifen verwendet werden (FRIELINGHAUS et al. 1997; JAROSCH & ZEDDIES 1991).

Die Anpassung der **Flurgestaltung** zielt i.d.R. auf die Reduktion der Fließstrecken ohne abflussbremsende Hindernisse hin (FRIELINGHAUS et al. 1994a). Hecken, streifenförmige Graseinsaat, Terrassierung und höhenlinien-parallele Bearbeitung unterbrechen potenzielle Fließwege und können so wirksam zur Verringerung von Bodenverlusten durch Wassererosion beitragen. Für die Terrassierung und Querbearbeitung zum Hang sind allerdings auch negative Effekte beschrieben worden. So kann sich Oberflächenwasser in den Mulden der Terrassenflächen bzw. Furchen der quergerichteten Fahrspuren ansammeln und durchbricht oder überfließt dann ab einer bestimmten Wassermenge den Damm oder die Furche und fließt in einem „Treppeneffekt“ ab (KAINZ 1991; DEUMLICH 2001, pers. Mit.). Nach SCHWERTMANN et al. (1987) ist eine Konturnutzung und Querbewirtschaftung ab einer Hangneigung > 8 % nicht mehr zu empfehlen.

Von allen erosionsbeeinflussenden Faktoren spielt die **Bodenbedeckung** durch Pflanzen oder Pflanzenrückstände für den Verlauf und das Ausmaß der Bodenverlagerung die entscheidende Rolle (FRIELINGHAUS 2001, pers. Mit.). Die Schutzwirkung der Vegetation beruht auf der Minderung der kinetischen Energie aufprallender Regentropfen (BORK & FRIELINGHAUS 1997; BAEUMER 1981). Die Wirkung geht über die Vegetationsperiode hinaus, wenn Pflanzenreste als Mulch auf oder z.T. auch flach in den Boden eingearbeitet auf dem Boden verbleiben (SCHWERTMANN et al. 1987). Die Bodenbedeckung ist dabei umso wirksamer, je näher sie der Oberfläche ist. Mulch, der unmittelbar auf der Bodenoberfläche liegt, hat einen überproportionalen Effekt, da besonders viele Kontaktpunkte zum Boden bestehen, die als Hindernisse erst vom Oberflächenwasser umfließen werden müssen. Dabei wird die Fließgeschwindigkeit und damit die Scher- und Transportkraft herabgesetzt. Im Pflanzenbestand wird die Schutzwirkung durch die Blattstruktur bestimmt. Pflanzen mit aufrecht stehenden Blättern, wie Mais und Zuckerrüben haben einen wenig schützenden Effekt, während Pflanzen mit einem filigranen Blattwerk, wie Getreide, den Boden flächiger abschirmen (WANDER 2003, pers. Mit.). Wird die Infiltrationskapazität in unbedeckten Bereichen überschritten, kann das Wasser dennoch in benachbarten Bereichen versickern. Pflanzen mit einem oberflächennahen Wurzelwerk sind besonders positiv zu bewerten, da dies die Stabilität der Bodenaggregate fördert (KAINZ 1991). Generell sind Bodenverluste aufgrund der besseren und kontinuierlichen Bodenbedeckung unter Grünlandnutzung niedriger als unter Ackernutzung

(SCHRÖDER 1991; DEUMLICH 1995). So empfiehlt FRIELINGHAUS (1994) eine dauerhafte Stilllegung oder Umwidmung zu Grünland der Flächen mit mehr als 12 % Hangneigung. Auch zwischen einzelnen Ackerkulturen bestehen große Unterschiede. Im Gegensatz zur mehrjährigen Nutzung (Grünland oder mehrjährigem Futterbau) sind bei einjährigen Früchten die Äcker über Wochen und Monate (je nach Kultur 40-90 Tage) ohne ausreichende Bodenbedeckung (BAEUMER 1981). Kulturen mit weiten Reihenabständen und langsamer Vegetationsentwicklung (Zuckerrüben und Mais schließen erst im Juni den Bestand) sind stark erosionsgefährdet (FRIELINGHAUS et al. 1994a; JAROSCH & ZEDDIES 1991). Bei Wintergetreide ist auch der Aussaatzeitpunkt von entscheidender Bedeutung, denn spät gesätes Wintergetreide schließt erst im Mai die Reihen (KAINZ 1991; BAEUMER 1981).

Einen wirksamen Beitrag zur Erhöhung der Bodenbedeckung bzw. zur Überbrückung von Zeiten ohne Bodenbedeckung können auch **Untersaaten** und **Zwischenfrüchte** liefern (BARKUSKY 1990b). Es können hier jedoch auch Schwierigkeiten auftreten. So kann es zur Konkurrenz um Nährstoffe mit der Hauptfrucht kommen. Um dies zu verhindern, werden z.B. Untersaaten häufig erst später eingesät, um der Hauptfrucht zunächst einen Konkurrenzvorteil zu verschaffen. Insbesondere Untersaaten können der Ackerkrume auch beträchtliche Mengen an Wasser entziehen, was evtl. Mindererträge der Hauptfrucht verursacht (FRIELINGHAUS 1999). Dies hat auch zur Folge, dass die Etablierung in sommertrockenen Gebieten nicht immer gesichert gelingt (KAINZ 1991). Bei sehr dichter Vegetationsnarbe kann es auch Schwierigkeiten bei der Ernte der Hauptfrucht geben. Insgesamt ist deshalb bei der Auswahl der Untersaaten auf eine gute Verträglichkeit mit der Hauptfrucht zu achten (FRIELINGHAUS 1999). Zwischenfrüchte bieten bei erfolgreicher Etablierung einen optimalen Erosionsschutz im Winterhalbjahr (FRIELINGHAUS et al. 1992b; GRUNDWÜRMER 1991). Sie werden bei beginnender Nährstoff- und Wasserkonkurrenz i.d.R. mechanisch oder chemisch abgetötet und die Rückstände verbleiben auch noch als schützende Mulchschicht im Bestand. So stellte BARKUSKY (1990a) durch die Pflanzenrückstände einer im Frühjahr abgetöteten Winterzwischenfrucht (Futterroggen) eine Minderung des Bodenabtrages von bis zu 90 % gegenüber wendender Bodenbearbeitung fest.

Die Bodenbearbeitung dient u.a. zur Lockerung des Bodens und schafft Bodenaggregate unterschiedlicher Größe und Stabilität, wodurch Rauigkeit und Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens beeinflusst werden (SCHWERTMANN et al. 1987). Ziel ist es, möglichst optimale Bedingungen für den Saataufgang und das weitere Wachstum der Kulturpflanzen zu schaffen. Weit verbreitet ist die Bodenbearbeitung mit dem Pflug. Mit der wendenden Bodenbearbeitung lassen sich ausdauernde Unkräuter, Ausfallgetreide sowie verschiedene Schädlinge wie Feldmäuse oder Schnecken besser kontrollieren, da jedes Jahr, i.d.R. im Herbst zum Vegetationsende, „reiner Tisch“ gemacht wird (GRUNDWÜRMER 1991; BAEUMER 1981). Allerdings bleibt der Boden über Winter unbedeckt und die Gefahr des Bodenabtrags durch Wassererosion ist hoch. Aus diesem Grund bietet sich die Umstellung auf **pfluglose (reduzierte) Bodenbearbeitung** (siehe Box 16) an (JAROSCH & ZEDDIES 1991). Dadurch, dass die Vegetationsreste nicht umgebrochen werden, werden Zeiten ohne Bodenbedeckung verringert oder sogar vollständig vermieden (AUERSWALD 1993). Zusätzlich bildet sich bei reduzierter Bodenbearbeitung durch die geringere Beanspruchung der Bodenaggregate ein stabiles Röhrensystem aus, das Unter- und Oberboden verbindet. So wird Niederschlagswasser rascher in tiefere Bodenschichten abgeleitet, was den Oberflächenabfluss (run-off)

verringert. Auch die Verdichtungen und Pflugsohlen früherer Bearbeitung verschwinden über die Jahre, während diese in intensiv bearbeiteten Böden immer wieder aufs neue entstehen und als infiltrationshemmende Barrieren wirken (KAINZ 1991; BAEUMER 1981). Durch das stabilere Bodengefüge nimmt auch die Tragfähigkeit für schweres Ackergerät zu, d.h. erosionsfördernde Bodenverdichtungen können reduziert werden (VICTORINO & BLUME 1995).

Box 16: Hintergrundinformationen: Reduzierte Bodenbearbeitung

Bei der reduzierten oder konservierenden Bodenbearbeitung wird häufig in Minimalbodenbearbeitung („minimum tillage“) und eine extrem reduzierte Form der Bodenbearbeitung („no tillage“ bzw. „zero-tillage“) unterschieden. Bei der Minimalbodenbearbeitung erfolgt die Bearbeitung ganzflächig, wird aber nur sehr flach durchgeführt. Bei einer extrem reduzierten Bodenbearbeitung werden nicht mehr als 25 % der Bodenoberfläche gestört. Die Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitung hat auch eine Anpassung der Saatverfahren zur Folge. Unterschieden wird häufig zwischen Mulch- und Direktsaat. Bei der Mulchsaat nach Getreide („stubble mulch farming“) werden bspw. im Herbst die Getreidestoppeln nur flach gegrubbert und ca. 30-90 % der Strohreste verbleiben auf der gelockerten Bodenoberfläche. Die Aussaat im Frühjahr erfolgt dann in die verbliebenen Mulchreste. Bei der Direktsaat erfolgt die Aussaat direkt in den unbearbeiteten Boden durch die Ablage der Saatkörner in feine Schlitze.

Eine Folge reduzierter Bodenbearbeitung ist häufig ein höherer Unkrautdruck, was auch zu Erschwernissen bei der Ernte der Hauptkultur führen kann. Daher ist die reduzierte Bodenbearbeitung i.d.R. mit einem erhöhten Herbizidaufwand zur Unkrautunterdrückung verbunden. Vor der Aussaat erfolgt häufig eine Ausbringung von Totalherbiziden. Im intensiv gelockerten und gekrümelten Saatbett ist der Feldaufgang auch meistens höher als im Mulchbett. Dies ist u.a. auf den verringerten Bodenschluss zurückzuführen, der dem Saatkorn Schutz vor Austrocknung gibt. Deshalb empfiehlt sich oft eine Erhöhung der Aussaatmenge.

Häufig kann bei geringerem Feldaufgang jedoch auch eine erhöhte Bestockung ausgleichend auf die Ertragsbildung wirken. Nach ganzflächiger, aber flacher Bodenbearbeitung mit intensiver Durchmischung kann mit herkömmlichen Drillmaschinen ausgesät werden. Es gibt jedoch auch Spezialmaschinen, insbesondere für die Direktsaat. Insgesamt sind Hackfrüchte (Zuckerrüben, Kartoffeln), die zur Aussaat und Ernte eine intensive Bodenlockerung benötigen, weniger gut für eine reduzierte Bodenbearbeitung geeignet. Beim Übergang von konventioneller zu reduzierter Bodenbearbeitung ändert sich auch die Stickstoffdynamik im Boden, weshalb in der Übergangszeit erhöhte Stickstoffgaben erforderlich sein können. Durch die erhöhte Bodenfeuchte unter der Mulchauflage kann es auch zu Problemen mit Tierfraß an den Ernteprodukten (z.B. durch Schnecken) kommen, die durch ein feuchtes Milieu gefördert werden. Auch Pilzinfektionen (z.B. Fusarium) können ebenfalls ein Problem darstellen, da die befallenen Ernterückstände auf dem Feld verbleiben. Durch die oben aufgeführten Probleme stellt die reduzierte Bodenbearbeitung höhere Anforderungen an das Können eines Landwirts, grundsätzlich können aber die gleichen Erträge erzielt werden wie unter konventioneller Bodenbearbeitung. Neben der besseren Bodenbedeckung und dem damit verbundenen höheren Schutz des Bodens vor Bodenabtrag vermindern sich bei der reduzierten Bodenbearbeitung auch die anfallenden Arbeits- und Treibstoffkosten

(zusammengestellt nach GRUNDWÜRMER 1991; KAINZ 1991 und BAEUMER 1981)

Eine weitere Möglichkeit zum Schutz des Bodens vor Wassererosion ist die **Verringerung der mechanischen Belastung** durch eine Verminderung der Mechanisierung und der daraus resultierenden Spurenausprägung und Schadverdichtung (FRIELINGHAUS et al. 1994a). In diesem Zusammenhang kommt den Fahrspuren besondere Bedeutung zu, denn sie stellen vorgeprägte Transportpfade für den Oberflächenabfluss dar, da in den verdichteten Bereichen die Infiltrationsrate reduziert ist (FRIELINGHAUS et al. 1992a; KAINZ 1991). DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) konnten zeigen, dass der Hauptanteil des Sediments in vorgeprägten Erosionsbahnen, den Fahrspuren, transportiert wird. Der Bodenabtrag erreichte dort das ca. 50fache des im nicht befahrenen Bestand ermittelten Abtrags. Eine intensive mechanische Belastung, insbesondere bei

Reihenkulturen, führt dazu, dass teilweise mehr als 60 % des jeweiligen Ackerschlagens mit Fahrspuren bedeckt sind, darunter ein großer Anteil mehrfach überrollter Flächen (FRIELINGHAUS 1994). Dies deckt sich mit Ergebnissen von BARKUSKY (1990a; 1990b). Auch SAUPE (1990) stellte fest, dass 80 % der Winterabflüsse aus den Fahrspuren entstammten. Die Vermeidung von Fahrspuren besonders im Winterhalbjahr ist daher eine effektive Strategie zur Erosionsminderung (FRIELINGHAUS 1994). Im Winterhalbjahr bei hohen Bodenwassergehalten wurden auch umfangreiche Einträge in Sölle, Bäche, Feuchtbiotope und Vorfluter festgestellt. Als Initialstellen fungierten die im Herbst angelegten Fahrspuren (FRIELINGHAUS et al. 1994a). Eine Möglichkeit, die Überrollhäufigkeit zu vermindern, stellt die Kombination mehrere Arbeitsgänge, z.B. bei der Bodenbearbeitung und Saat, dar (KAINZ 1991). Zudem sollten Böden möglichst nicht bei Nässe befahren werden, die Fahrspuren sind dann weniger tief und der Verdichtungsgrad geringer (BAEUMER 1981). Auch die Verwendung von Breitreifen oder die Anlage dauerhafter Fahrbahnen (*controlled traffic*) sind geeignete Maßnahmen um die mechanische Belastung zu verringern (KAINZ 1991). Schließlich können entstandene Verdichtungen durch Bodenbearbeitung wieder aufgelockert oder beseitigt werden (JAROSCH & ZEDDIES 1991). Insbesondere nach der Hackfruchternte (v.a. Zuckerrüben) ist der Boden durch zahlreiche Fahrspuren verdichtet und die Gefahr des Bodenabtrags kann durch eine ganzflächige Lockerung und damit Erhöhung der Infiltrationsfähigkeit des Bodens durch geeignete Bodenbearbeitungsmaßnahmen wieder gesenkt werden (SCHWERTMANN et al. 1987).

4.1.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung zur Verminderung von Wassererosion wurden folgende Kriterien heran gezogen.

Tab. 19: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes des Bodens vor dem Abtrag durch Wassererosion

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
Sommererosion:		
1	Bodenbedeckung im Sommerhalbjahr [-]	BGS
2	Bewertete Anbauweise Wassererosion [-]	AW-WE
Wintererosion:		
3	Bodenbedeckung im Winterhalbjahr [-]	BGW
4	Anzahl Überfahrungen im Winterhalbjahr [n]	UF

Für die Einschätzung der **Bodenbedeckung**³¹ (BG*) im Sommer- bzw. Winterhalbjahr durch die Vegetation wurde ein Klassifizierungssystem nach (FRIELINGHAUS et al. 1998: 32 f.) herangezogen. Die Einstufung der Kulturen basiert auf langjährigen Feldversuchen und Schadenskartierungen in

³¹ Andere Möglichkeiten, die Bodenbedeckung anzugeben, sind der Bedeckungsgrad durch die Vegetation, der die prozentuale von Blättern überdeckte Fläche des Bodens angibt oder der Blattflächenindex (LAI – *leaf area index*), ein dimensionsloser Index, der das Verhältnis der gesamten Blattfläche des Bestandes zur bestanden Grundfläche anzeigt (vgl. WALKER et al. 2002; KNORR & WEISE 2000).

Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. Bei Winterweizen und Winterroggen ist zusätzlich der Aussattermin von Bedeutung. Je später die Aussaat erfolgt, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Bestand noch vor Ende der Wachstumsperiode ausreichend Biomasse bildet und eine für den Erosionsschutz zufriedenstellende Bodenbedeckung erreicht. Für diese Kulturen ist daher die Einstufung nach Aussattermin differenziert.

Zur Bewertung der **Anbauweise (AW-WE)** wurden die Verfahren, je nachdem, ob sie eine pfluglose Bodenbearbeitung oder den Anbau von Untersaaten oder Zwischenfrüchten vorsehen oder nicht, nach dem in Tab. 20 dargestellten Schema bewertet. Die Effektivität wird dabei wie folgt eingeschätzt: pfluglos > Untersaat > Zwischenfrucht (DEUMLICH 2001, pers. Mit.). Je näher der Wert an 1 ist, desto besser wurden die Verfahren hinsichtlich ihrer Eignung zur Verminderung von Wassererosion eingeschätzt. Mehrjährige Kulturen (Grünland, mehrjähriger Futterbau) werden generell als günstig eingestuft.

Tab. 20: Bewertung der Anbauweise für den Indikator Wassererosion

Anbauweise	Bewertung*
pfluglos und Untersaat und Zwischenfrucht	1
pfluglos und Untersaat	0,9
pfluglos und Zwischenfrucht	0,8
pfluglos, keine Untersaat oder Zwischenfrucht	0,7
Untersaat und Zwischenfrucht	0,6
nur Untersaat	0,5
nur Zwischenfrucht	0,4
weder pfluglos, noch Untersaat, noch Zwischenfrucht	0

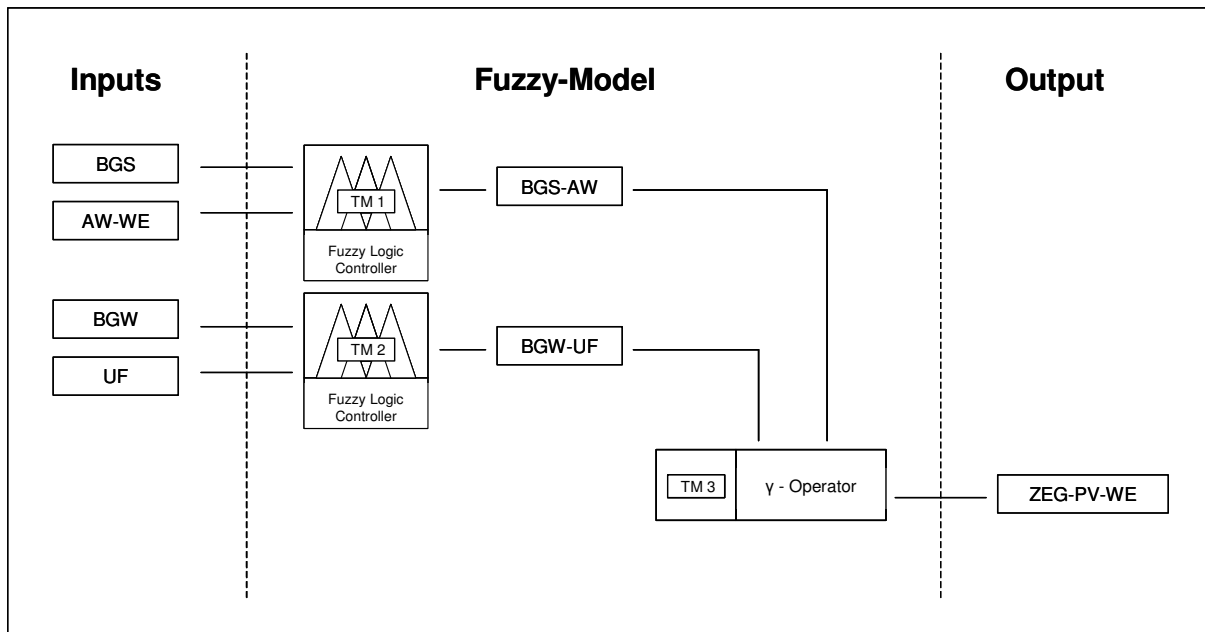
*0 = ungünstig; 1 = günstig

Quelle: nach DEUMLICH (2001, pers. Mit.)

Für die **Anzahl der Überfahrungen (UF)** im Winter wurde die Anzahl der Feldarbeitsgänge bestimmt. Je mehr Überfahrungen in diesem Zeitraum stattfinden, desto schlechter wird das Verfahren bewertet, da die verdichteten Fahrspuren bevorzugte Verlagerungspfade darstellen. Überfahrungen im Zusammenhang mit Bearbeitungsgängen zur flächigen Bodenlockerung (Pflug, Grubber, Egge oder Fräse) wurden hierbei nicht berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass insbesondere die ersten drei Überfahrungen einen hohen Effekt haben. Danach ist der Boden bereits so verdichtet, dass nochmaliges Überfahren nahezu keinen weiteren negativen Effekt hat.

Abb. 23 zeigt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung, die Wassererosionsgefährdung zu vermindern. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 2. Die Eingangsparameter BGS und AW-WE werden im TM 1, die Parameter BGW und UF im TM 2 verarbeitet. Die beiden Zwischenergebnisse werden über einen γ -Operator verrechnet (vgl. Kap. 3.3.1, Formel (1)).

Abb. 23: Modell „WE-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Wassererosionsgefährdung



- BGS = Bodenbedeckung im Sommerhalbjahr [-]
- AW-WE = Bewertete Anbauweise Wassererosion [-]
- BGS-AW = 1. Zwischenergebnis [-]
- BGW = Bodenbedeckung Winterhalbjahr [-]
- UF = Anzahl Überfahrungen im Winterhalbjahr [n]
- BGW-UF = 2. Zwischenergebnis [-]
- ZEG-PV-WE = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Wassererosion [-]

4.1.3 Einflussfaktoren des Standorts

Das mögliche Ausmaß der Bodenerosion wird zusätzlich stark von den jeweiligen Standortbedingungen beeinflusst. Dazu zählen u.a. die Witterungsverhältnisse, die Bodenart, der Zustand des Bodens sowie die Geländeform. Die Witterung, insbesondere starke Niederschlagsereignisse, haben i.Allg. den stärksten Einfluss darauf, ob es zum Abtrag von Bodenmaterial kommt oder nicht (DEUMLICH 2001, pers. Mit.). Im 15-jährigen Mittel wurden für den Norden Deutschlands (Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern) ca. 16-26 erosive Niederschläge pro Jahr ermittelt (FRIELINGHAUS 2001). Insbesondere die Winterniederschläge sind sehr ergiebig. Da sie in diesem Zeitraum vielfach auf wassergesättigte und ungenügend bedeckte Böden treffen, wirken sie besonders stark erosiv (FRIELINGHAUS 2001). Als weitere wichtige Einflussfaktoren sind die Bodenart und der Bodenzustand zu nennen. Wichtige Bodenparameter sind die Textur, der Gehalt an organischer Substanz, die Struktur sowie die Durchlässigkeit. Böden sind umso leichter erodierbar, je höher der Anteil an Feinsand und Schluff an der Korngrößenzusammensetzung ist. Mit steigendem Tonanteil (ab 5-20 %) verringert sich die Anfälligkeit des Bodens durch eine verbesserte Stabilität. Auch ein hoher Gehalt an organischer Substanz verringert die Erosionsgefahr, da der Boden besser aggregiert ist (DEUMLICH 1987). Von der Stabilität des Bodens hängt auch die Infiltrationskapazität ab. Feinkörnige Böden verschlämmen leicht und die Infiltrierbarkeit ist reduziert. Für eine schnelle Aufnahme von Niederschlagswasser und Ableitung in den Unterboden

ist der Anteil der Grob- und Mittelporen ausschlaggebend. Bei Strukturschäden des Bodens durch Verdichtungen ist die Infiltrationskapazität des Bodens unter Umständen erheblich vermindert. Besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang auch der aktuellen Bodenfeuchte zu. Wenn bei einsetzendem Regen die Poren bereits wassergesättigt sind, ist die Aufnahmefähigkeit des Bodens schnell erschöpft. Dies ist häufig der Grund für die hohe Erosivität von Winterniederschlägen. Der gleiche Effekt tritt auch auf, wenn Regen auf gefrorenen Boden oder eine Schneedecke fällt (FRIELINGHAUS et al. 1998). Im Winter ist auch die Gefahr von Sedimentverlagerungen in Gewässer besonders hoch. Die potenzielle Bodenerodierbarkeit durch Wasser der für Brandenburg typischen Bodenarten lehmiger Sand und sandiger Lehm ist aufgrund der Korngrößenzusammensetzung, dem relativ geringen Gehalt an organischer Substanz und dem daraus resultierenden labilen Gefüge, einer hohen Verdichtungsneigung und geringen Infiltrationsrate als hoch einzustufen (DEUMLICH 1987). Die Geländeform, bestimmt durch Hangneigung, -länge, und -form, ist ebenfalls ein wichtiger standörtlicher Einflussfaktor. Zunehmende Hanglängen und Hangneigungen fördern Wassererosion, ebenso bestimmte Hangformen, wie Dellen, Mulden oder Hohlformen, in denen sich Oberflächenwasser ansammeln kann. Nach FRIELINGHAUS et al. (1998) können folgende Richtwerte angegeben werden, die ein hohes standörtliches Wassererosionspotenzial anzeigen: Niederschlagsmengen über 7,5 mm, Niederschlagsintensitäten größer 5 mm pro Stunde, Hanglängen von mehr als 50 m und eine Hangneigung von mehr als 4 %. Sandige Lehme und lehmige Sande gelten als besonders gefährdet. Das Ausmaß der Wassererosion ist besonders hoch, wenn mehrere fördernde Faktoren räumlich und zeitlich zusammentreffen, wie z.B. erosive Wetterlagen, bestimmte Geländeformen, leicht erodierbare Bodensubstrate und eine ungünstige ackerbauliche Nutzung.

4.1.4 Bewertung der Standorteinheiten

Für diese Arbeit wurde zur Charakterisierung der standörtlichen Bodenabtragspotentiale auf die „Allgemeine Bodenabtragsgleichung“ (ABAG) zurückgegriffen, mit der quantitative Aussagen über die potenziellen Abträge im langjährigen Mittel gemacht werden können³². Die ABAG wurde von der „Universal Soil Loss Equation“ (USLE), die von WISCHMEIER & SMITH (1978) unter den Klimabedingungen der Vereinigten Staaten entwickelt wurde, für gemäßigte humide Klimaräume adaptiert (SCHWERTMANN et al. 1987).

³² Eine weitere Methode zur Abschätzung des standörtlichen Wassererosionsgefährdungspotenzials ist die „Vergleichsmethode Standort“ (VERMOST). Eingangsgrößen sind hier die Substratflächentypen (SFT) und Neigungsflächentypen (NFT) der MMK (Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung; vgl. LIEBEROTH 1982), deren flächenmäßige Verknüpfung zur Beurteilung herangezogen wird. Dabei sind SFT definierte flächenmäßige Kombinationen von einzelnen Substrattypen, die nach geologischen Substrat-herkünften gruppiert sind und NFT definierte flächenmäßige Kombinationen von zusammengefassten Hangneigungsgruppen (vgl. THIÈRE et al. 2002; DEUMLICH et al. 2001; DEUMLICH et al. 1997). Nach dieser Methode kann das Wassererosionsgefährdungspotenzial der Standorte in Klassen (z.B. gering, mäßig, stark, sehr stark) unterschieden werden. Eine quantitative Abschätzung ist nicht möglich.

Die ABAG lautet (vgl. SCHWERTMANN et al. 1987: 9 f.):

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (8)$$

mit:

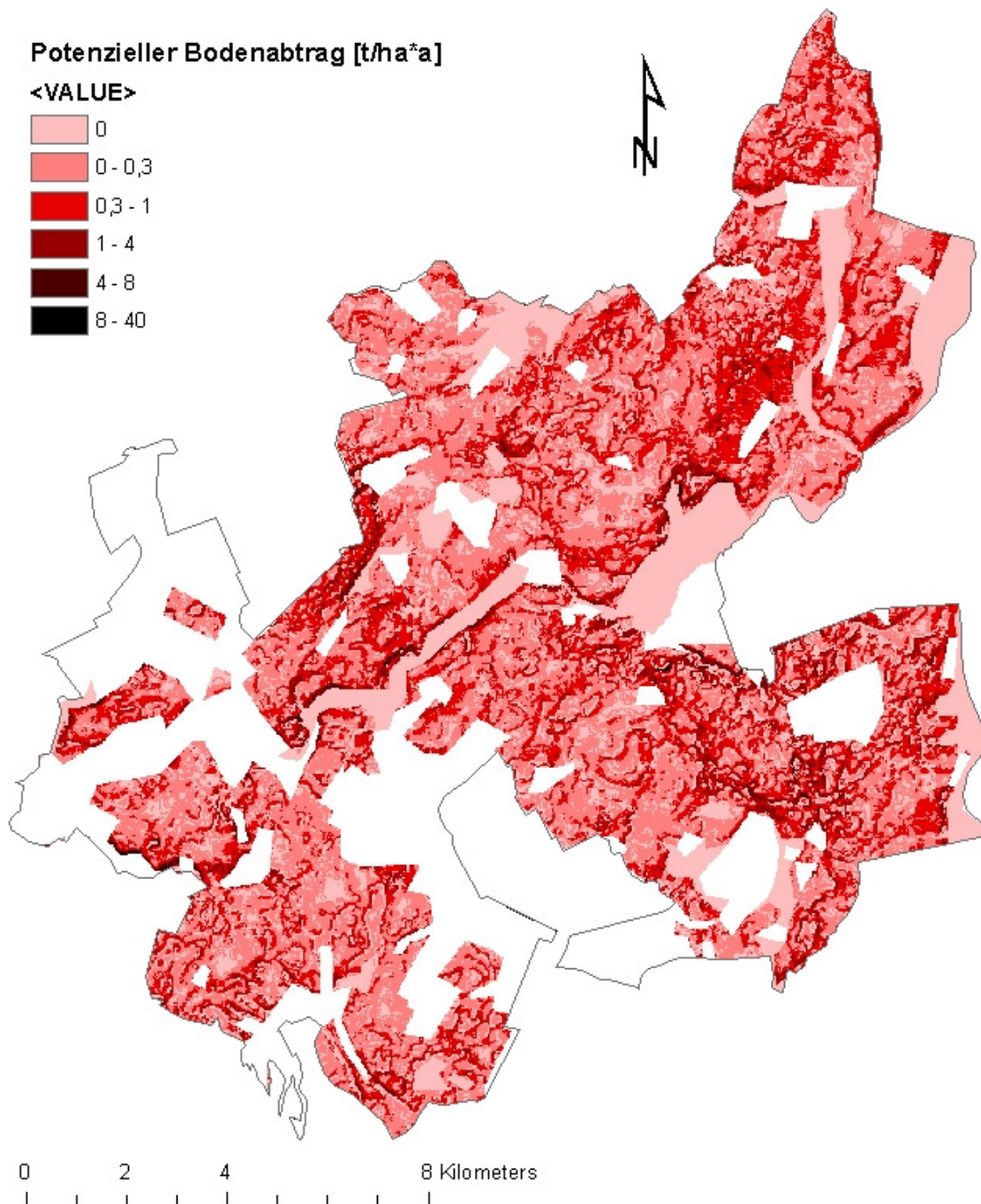
A	= langjähriger mittlerer Bodenabtrag [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$]
R	= Regen- und Oberflächenabflussfaktor
K	= Bodenerodierbarkeitsfaktor
L	= Hanglängenfaktor
S	= Hangneigungsfaktor
C	= Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
P	= Erosionsschutzfaktor

Der Regen- und Oberflächenabflussfaktor R ist ein Maß für die gebietsspezifische Erosionskraft (Erosivität) der Niederschläge und wird aus der kinetischen Energie und der Niederschlagsintensität aller erosionswirksamen Einzelregenereignisse eines Jahres errechnet. Der Bodenerodierbarkeitsfaktor K gibt den jährlichen Abtrag eines bestimmten Bodens pro R-Einheit auf dem Standardhang (22 m lang, 9 % Gefälle, Dauerschwarzbrache) an. Er ist ein Maß für die Erodibilität eines Bodens und wird von einer Reihe von Bodeneigenschaften bestimmt. Der Hanglängenfaktor L gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Länge zum Standardhang unter sonst gleichen Bedingungen an. Der Hangneigungsfaktor S gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Neigung zum Standardhang unter sonst gleichen Bedingungen an. Der S-Faktor beeinflusst unter deutschen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen das Ausmaß des Bodenabtrags mit am stärksten. Der Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor C gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges mit beliebiger Bewirtschaftung (Kulturpflanze, Bedeckungsgrad, Bearbeitungsverfahren etc.) zu dem unter Schwarzbrache an und ist aufgrund seiner hohen Variabilität der komplexeste Faktor der Gleichung. Der Erosionsschutzfaktor P gibt schließlich das Verhältnis des Bodenabtrages mit beliebigen Bodenschutzmaßnahmen wie Konturnutzung, Streifennutzung, Terrassierung usw. zu dem bei Bearbeitung in Gefällerrichtung und ohne Schutzmaßnahmen an (SCHWERTMANN et al. 1987; DEUMLICH 1987; AUERSWALD 1993).

Detaillierte Angaben dazu, wie die einzelnen Faktoren der ABAG berechnet werden, finden sich bei SCHWERTMANN et al. (1987). Da die Adaption der USLE von SCHWERTMANN et al. (1987) für den süddeutschen Raum (Bayern) vorgenommen wurde, mussten einzelne Faktoren für die Anwendung in Nordostdeutschland angepasst werden (vgl. DEUMLICH et al. 1997). Durch die ABAG ist eine grobe quantitative Abschätzung der langjährigen mittleren potenziellen Bodenabträge in Abhängigkeit der Faktorenkonstellation unter Einbeziehung von Niederschlag und der in der regional üblichen Landnutzung möglich. Verlauf und Stärke realer Stoffverlagerungen sind jedoch nicht abbildbar. Dafür sind detailliertere Prozessmodelle erforderlich (DEUMLICH et al. 1997). Generell ist eine modellhafte Beschreibung wassererosiver Prozesse komplex, da viele standortbezogene und bewirtschaftungsbedingte Faktoren in Wechselwirkung stehen und eine Reihe von kausalen Zusammenhängen bisher noch nicht vollständig aufgeklärt wurden (FRIELINGHAUS et al. 1994b).

Abb. 24 zeigt den potenziellen Bodenabtrag für die Untersuchungsregion, berechnet nach der ABAG unter Anwendung eines digitalen Geländemodells (DGM 25) (vgl. DEUMLICH et al. 2001; DEUMLICH et al. 1997).

Abb. 24: Langjähriger mittlerer (potenzieller) Bodenabtrag [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$] in der Region Prenzlau-West unter einer durchschnittlichen Fruchtfolge ($C = 0,11$)



Quelle: Daten zur Verfügung gestellt von DEUMLICH et al., ZALF, Rasterformat, 25 m * 25 m, berechnet nach ABAG unter Verwendung eines Digitalen Geländemodells (DGM 25)

Die Bewertung wurde nur für Ackerland durchgeführt. Die weißen Flächen der Karte zeigen dementsprechend die nicht ackerbaulich genutzten Gebiete in der Modellregion. Für die Berechnung wurde ein C-Faktor von 0,11 für eine durchschnittliche Fruchtfolge zugrunde gelegt (DEUMLICH 2001, pers. Mit.). Anhand der berechneten langjährigen mittleren Bodenabträge kann eine Klassifizierung der Standorteinheiten hinsichtlich ihrer potenziellen Wassererosionsgefährdung vorgenommen werden (Tab. 21).

Tab. 21: Klasseneinteilung der Standorteinheiten hinsichtlich der potenziellen Wassererosionsgefährdung (Standortgefährdungsklassen Wassererosion)

Klasse	Wassererosionsgefährdungspotential	Langjähriger mittlerer Bodenabtrag [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$], berechnet nach ABAG/DGM 25
1-WE	ohne	0
2-WE	sehr gering	0 - 0,3
3-WE	gering	0,3 - 1
4-WE	mäßig	1 - 4
5-WE	hoch	4 - 8
6-WE	sehr hoch	> 8

Quelle: Klasseneinteilung nach DEUMLICH (2001, pers. Mit.)

4.1.5 Standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren

Nachdem zunächst alle Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung zur Vermeidung von Wassererosion und anschließend alle Standorteinheiten in Bezug auf ihre potenzielle Wassererosionsgefährdung bewertet wurden, werden im nächsten Schritt beide Teilbewertungen zusammengeführt (Tab. 22).

Tab. 22: Parameter zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Vermeidung von Wassereosion

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Wassererosion [-]	ZEG-PV-WE
2	Langjähriger mittlerer Bodenabtrag als Maß für das standörtliche Wassererosionsgefährdungspotenzial [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$], berechnet nach ABAG/DGM 25	BA-ST-WE

Für diesen Schritt müssen alle möglichen Verfahrens-Standortkombinationen gebildet und bewertet werden. Da jedes Anbauverfahren in MODAM für eine bestimmte Ackerzahlklasse (AZKL) definiert ist, kann es auch nur auf einer Standorteinheit mit entsprechender AZKL zur Anwendung kommen. Jede Standorteinheit ist dabei außer durch ihr Ertragspotenzial, gemessen an der durchschnittlichen Ackerzahl, weiterhin durch ihr Wassererosionsgefährdungspotenzial charakterisiert. Zur Bildung von Standorttypen wurden die in Tab. 21 eingeführten Klassen zum Wassererosionsgefährdungspotenzial aufgegriffen und nach Ackerzahlklasse weiter differenziert (Tab. 23).

Tab. 23: Bildung von Standorttypen in Abhängigkeit von Ackerzahlklasse und den Standortgefährdungsklassen Wassererosion

Ackerzahlklasse (AZKL)	Standortgefährdungsklassen Wassererosion gemäß Tab. 21					
	1-WE	2-WE	3-WE	4-WE	5-WE	6-WE
25	25-1-WE	25-2-WE	25-3-WE	25-4-WE	25-5-WE	25-6-WE
38	38-1-WE	38-2-WE	38-3-WE	38-4-WE	38-5-WE	38-6-WE
50	50-1-WE	50-2-WE	50-3-WE	50-4-WE	50-5-WE	50-6-WE

Die Zuweisung der AZKL zu jeder Standorteinheit geschieht in Abhängigkeit der Standortregionaltypen³³ der MMK, basierend auf einem Zuordnungsschema nach AUHAGEN (1993: 2, Kap. 1.05-1). Ist die Bodenqualität sehr heterogen, wird ein Mittelwert bestimmt anhand dessen die jeweilige Standorteinheit wieder einer Ackerzahlklasse zugeordnet werden kann. Die Zuweisung des Wassererosionsgefährdungspotenzials je Standorteinheit beruht auf den nach der ABAG berechneten langfristigen mittleren Bodenabträgen unter Schwarzbrache, wobei ein C-Faktor von 1 zugrunde gelegt wird.

Darüber hinaus soll jede Standorteinheit flächenmäßig eine landwirtschaftliche Bewirtschaftungseinheit möglichst realitätsnah repräsentieren. Die durchschnittliche Schlaggröße im Untersuchungsgebiet liegt bei 25 ha. Die kleinsten Schläge sind ca. 1 ha groß (vgl. LVLF 2005). Die Auflösung der zur Verfügung stehenden Basisdaten aus dem DGM im 25-Meter-Raster ist für diesen Zweck also viel zu genau. Hinzu kommt, dass eine sehr feine räumliche Auflösung sehr lange Rechenzeiten verursacht, da sehr viele Kombinationen durchgerechnet werden müssten. Es war also zunächst eine Aufbereitung der GIS-Daten aus dem DGM erforderlich. Die Ausgangsdaten wurden in zwei Größen- und zwei Rechenvarianten weiterverarbeitet (Box 17). Aus den Varianten wurde dann diejenige ausgewählt, die die höchste Übereinstimmung mit den Ausgangsdaten aufwies (vgl. Kap. 4.1.6).

³³ Standortregionaltypen stellen heterogene Standorteinheiten dar, die durch ein charakteristisches Mosaik von Substrat-, Bodenwasser- und Reliefverhältnissen bestimmt sind. Sie bilden die unterste Kartierungseinheit der MMK (AUHAGEN 1993: 2, in Kap. 1.05-1).

Box 17: Aufbereitung der Ausgangsdaten zum standörtlichen Wassererosionsgefährdungspotenzial

Variante 100 vs. 500

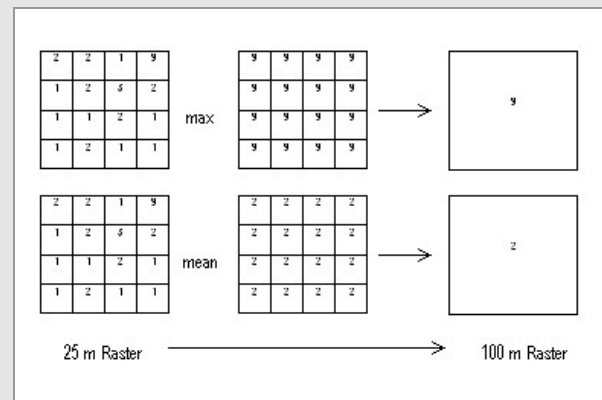
Die Rasterdaten aus dem DGM im 25-Meter-Raster wurden in zwei Größenvarianten hochskaliert: auf ein 100-Meter-Raster (Variante 100) sowie ein 500-Meter-Raster (Variante 500). Die durch diese Varianten geschaffenen Standorteinheiten sollen die landwirtschaftlichen Schläge im Untersuchungsgebiet repräsentieren. Die räumliche Auflösung wurde aus folgenden Gründen ausgewählt: Bei Variante 100 ist jedes Grid 1 ha groß. Diese Flächengröße entspricht in etwa den kleinsten Schlaggrößen im Untersuchungsgebiet. Bei der Variante 500 hat jedes Grid eine Flächengröße von ca. 25 ha, was der durchschnittlichen Schlaggröße im Untersuchungsgebiet entspricht. Beide Größenvarianten stellen einen Kompromiss gegenüber den tatsächlichen Landnutzungs-einheiten dar, da digitale Daten zu den Einzelschlägen nicht zur Verfügung standen.

Variante Max vs. Mean

Die Datenaufbereitung erfolgte weiterhin in zwei Rechenvarianten: Max bzw. Mean. Bei der Variante Max wurde beim Hochskalieren des 25-Meter-Rasters auf das 100- bzw. 500-Meter-Raster der Maximalwert (maximum value) des errechneten potenziellen Bodenabtrags übernommen. Bei der Variante Mean wurde hierzu der Mittelwert (mean value) verwendet. Den Unterschied zwischen den Varianten verdeutlicht die folgende Grafik anhand eines Rechenbeispiels.

Grafik: Variante Max vs. Mean (Schema)

(Zahlen je Grid = potenzieller Bodenabtrag nach ABAG in $t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$)

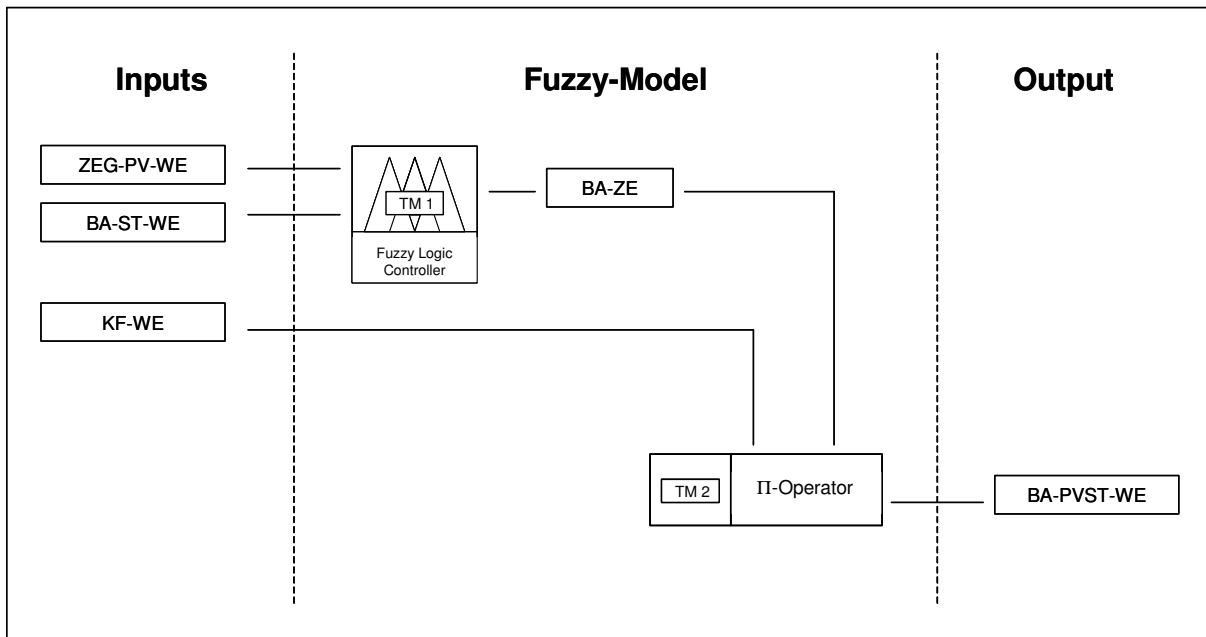


Die Max-Variante gewährleistet, dass auch sehr kleinflächige wassererosionsgefährdete Flächen berücksichtigt werden können, die sich in der Mean-Variante verrechnen würden. Allerdings kommt es so zur flächenmäßigen Überschätzung gefährdeter Flächen, da das neue Grid den maximalen Wert erhält, während in der Mean-Variante die neue Zelle weniger gefährdet erscheint als sie partiell eigentlich ist.

In Abhängigkeit von der Größenvariante ergibt sich eine unterschiedliche Anzahl von möglichen Verfahrens-Standortkombinationen für die Bewertung. In der Variante 100 sind ca. 4,5 Mio. Kombinationen möglich, in der Variante 500 etwa 180.000.

Abb. 25 zeigt das Gesamtmodell zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren für den Indikator Wassererosion. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 3. Eingangsparameter stellen der Zielerreichungsgrad je Produktionsverfahren hinsichtlich seiner Eignung, Wassererosion zu vermeiden (ZEG-PV-WaEro) sowie das für die verschiedenen Varianten errechnete standörtliche Wassererosionsgefährdungspotenzial dar. Ergebnis der Bewertung ist ein kalkulierter potenzieller Bodenabtragswert in $t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ für jedes Verfahren in Abhängigkeit davon, auf welchem Standorttyp es zur Anwendung kommt.

Abb. 25: Modell „WE-PV*ST“ zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Wassererosionsgefährdung



- ZEG-PV-WE = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Wassererosion [-]
 BA-ST-WE = Langfristiger mittlerer Bodenabtrag als Maß für das standörtlich
 Wassererosionsgefährdungspotenzial [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$], nach ABAG/DGM 25
 BA-ZE = 1. Zwischenergebnis [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$]
 KF-WE = Kulturspezifischer Korrekturfaktor [-]
 BA-PVST-WE = Potenzieller Bodenabtrag je Verfahren und Standorttyp [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$]

Bei der Kalibrierung des Modells wurde dabei folgendermaßen vorgegangen. Die potenziellen Bodenabtragswerte im langjährigen Mittel wurden für eine durchschnittliche Fruchtfolge (C-Faktor = 0,11; DEUMLICH 2001, pers. Mit.) berechnet. Durch das Einsetzen entsprechender C-Faktoren liefert die ABAG aber auch die langjährigen mittleren Bodenabtragswerte für einzelne Ackerkulturen. Das Modell wurde durch Einführung eines kulturspezifischen Korrekturfaktors so kalibriert, dass diese Werte immer durch das Standardverfahren erreicht werden. Mit dem kalibrierten Modell können dann auch die Abweichungen von diesem Wert für alle Alternativverfahren je Kultur kalkuliert werden. Die für die Region Prenzlau-West zugrunde gelegten kulturspezifischen C-Faktoren sowie die kulturabhängigen Korrekturfaktoren finden sich in Anhang A - 2.

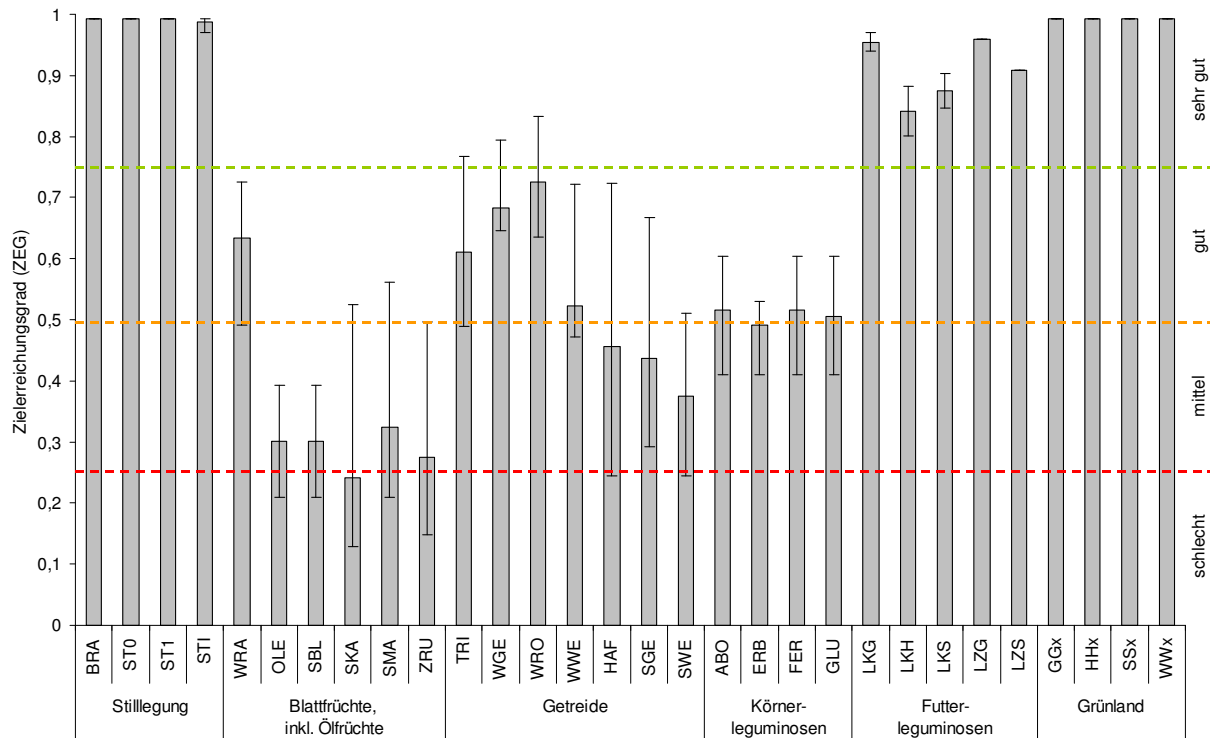
4.1.6 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-WE)

Abb. 26 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Produktionsverfahren, die als Anbaualternativen je Kultur im Modell definiert wurden. Am besten bewertet wurden die Grünland- (**x) und Stilllegungsverfahren (BRA, ST*), da diese das ganze Jahr über eine ausreichende Bodenbedeckung aufweisen und hier ein Bodenabtrag durch Wassererosion nahezu ausgeschlossen werden kann. Ebenfalls als sehr gut wurden die mehrjährigen Futterkulturen (L**, Luzerne-Klee gras) bewertet. Auch die Wintergetreidearten erreichen relativ gute Ein-

schätzungen. Am schlechtesten wurden die Reihenkulturen, wie Speisekartoffel (SKA), Silomais (SMA), Sonnenblume (SBL) und Zuckerrübe (ZRU) sowie auch Öllein (OLE) eingestuft. In Abhängigkeit von der Anbauvariante können die Zielerreichungsgrade insbesondere bei Getreide, aber auch bei den Reihenfrüchten erheblich schwanken. Bei Silomais können z.B. durch Untersaaten oder pfluglose Bodenbearbeitung überdurchschnittliche Bewertungen erreicht werden.

Abb. 26: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-WaEro aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Der Vergleich der Anbauvarianten im integrierten bzw. organischen Anbau zeigt im Vergleich zu den anderen Indikatoren, dass das Produktionssystem für den Indikator Wassererosion einen weniger großen Einfluss hat (Tab. 24).

Tab. 24: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-WE über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:				Körnerleg.:			
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,57	0,18	0,33	0,59	0,69	0,70	0,56	0,48	0,45	0,34	0,49
	Min	0,49	0,13	0,21	0,53	0,65	0,65	0,51	0,33	0,33	0,34	0,41
	Max	0,72	0,26	0,56	0,72	0,79	0,83	0,72	0,67	0,67	0,34	0,53
Org.	MW	0,66	0,27	0,31	0,62	0,67	0,73	0,49	0,45	0,43	0,38	0,52
	Min	0,66	0,16	0,21	0,49	0,65	0,64	0,47	0,24	0,29	0,24	0,41
	Max	0,66	0,53	0,39	0,77	0,79	0,83	0,49	0,72	0,60	0,51	0,60

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Die Mittelwerte sind vergleichbar und auch die Minimal- und Maximalwerte schwanken für die meisten Kulturen in ähnlichen Bereichen. Für Silomais (SMA) und Winterweizen (WWE) ist auffällig, dass für integrierte Anbauvarianten sehr viel höhere Maximalwerte erzielt wurden. Grund hierfür ist, dass für diese Kulturen im Gegensatz zum organischen Landbau für den integrierten Anbau auch pfluglose Anbaualternativen definiert wurden, was insgesamt auch zu einem besseren Mittelwert für den integrierten Anbau führt.

Diese Einschätzungen decken sich mit tatsächlichen beobachteten Schäden nach SAUPE (1990), der Erosionsschäden in absteigender Häufigkeit besonders bei den folgenden Kulturen feststellte: Kartoffeln > Rüben > Getreide > Ackerfutter. Die Schäden bei Mais waren ebenfalls sehr hoch.

Bewertung der Standorteinheiten

Tab. 25 zeigt die Flächenaufteilung je Standortgefährdungsklasse Wassererosion in Abhängigkeit von der Größen- (100 vs. 500) sowie Rechenvariante (Mean vs. Max) im Vergleich zu den Ausgangsdaten aus dem DGM 25 (vgl. Box 17).

Tab. 25: Flächenaufteilung je Standortgefährdungsklasse Wassererosion in Abhängigkeit von der Aufbereitungsvariante im Vergleich zu den Ausgangsdaten

Variante	Flächenanteil je Standortgefährdungsklasse Wassererosion [%] (vgl. Tab. 21)						Σ
	1-WE	2-WE	3-WE	4-WE	5-WE	6-WE	
Ausgangsdaten	28,45	0	9,68	40,52	12,78	8,56	100,00
100-Mean	0,59	2,52	18,04	53,51	17,15	8,19	100,00
100-Max	0,59	0,00	3,64	38,08	26,52	31,16	100,00
500-Mean	0,00	0,18	5,31	68,52	20,01	4,96	100,00
500-Max	0,00	0,00	0,18	1,77	11,15	85,87	100,00

Der Vergleich der Rechenvarianten (Mean vs. Max) verdeutlicht, dass durch die Übernahme des Maximalwertes beim Hochskalieren in der Max-Variante deutlich mehr Flächen den höheren Standortgefährdungsklassen für Wassererosion zugeordnet werden als in der Mean-Variante. So entfallen bspw. in der 100-Mean-Variante etwa 25 % auf die Standortgefährdungsklassen 5 und 6, während dieser Anteil in der 100-Max-Variante mit ca. 58 % mehr als doppelt so hoch ausfällt. Dieses Phänomen wird durch die Anwendung der Größenvariante 500 noch verstärkt. So erhöht sich der Anteil der Flächen in Gefährdungsklasse 5 und 6 für die 500-Max-Variante mit 97 % auf nahezu die gesamte Fläche. Da die Flächenzuweisung zu den einzelnen Standortgefährdungsklassen später dazu dienen soll, prämienberechtigte Vorranggebiete mit erhöhter Erosionsgefährdung für bestimmte wassererosionsvermeidende Anbauvarianten auszuweisen, ist die 500-Max-Variante eine ungünstige Wahl, da hier fast die gesamte Fläche als prämienberechtigt gelten würde und so keine höhere räumliche Zielgenauigkeit von erosionsvermeidenden Anbaualternativen möglich wäre. Insgesamt ist die 100-Mean-Variante als die Variante mit den geringsten Abweichungen in Bezug auf die Ausgangsdaten anzusehen, insbesondere was die höheren Gefährdungsklassen anbetrifft. Dass beim Upscaling die Flächen ohne Gefährdungsrisiko (Standortgefährdungsklasse = 1) nahezu

auf Null reduziert werden, ist methodenimmanent, da die Wahrscheinlichkeit, dass eine neue Upscalingeinheit, d.h. ein 100er oder 500er Grid, nur 25er Grids ohne Gefährdungsrisiko enthält, bei der gegebenen hohen Heterogenität der Flächen sehr gering ist. Die 100-Mean-Variante wird daher für die standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren weiterverwendet.

Der Vergleich der Varianten verdeutlicht, dass eine Veränderung der betrachteten Skalen und den damit verbundenen Aggregationseffekten bei der Datenaufbereitung zu unerwünschten Effekten, wie der systematischen Über- bzw. Unterschätzung der Erosionsgefährdung führen kann. In der Literatur ist dieses Problem auch als „Modifiable Areal Unit Problem“ (MAUP) beschrieben (vgl. u.a. UNWIN 1996; BAILEY & GATRELL 1995; OPENSHAW 1984). Die Lösung wird als aktueller Forschungsbedarf angesehen (GRIFFITH et al. 2003). Es wird empfohlen, mit verschiedenen Aggregationen der Daten zu experimentieren, um die Auswirkungen besser abschätzen und vor dem Hintergrund der jeweiligen Fragestellung besser einordnen zu können (OLIVER 2001).

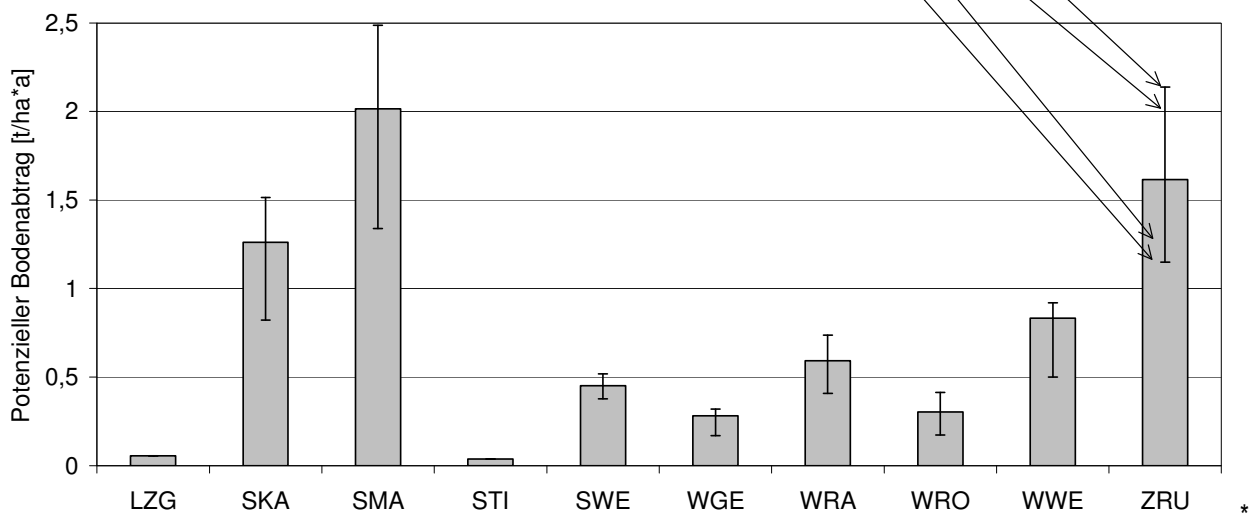
Standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren

In Abhängigkeit von der angebauten Kultur und der gewählten Anbauvariante je Kultur kann der potenzielle Bodenabtrag je Standorteinheit erheblich variieren. Abb. 27 zeigt beispielhaft für eine Standorteinheit der 100-Mean-Variante (Grid 18658) den potenziellen Bodenabtrag für die Anbaualternativen verschiedener Kulturen (Mittelwert, Spannweite).

Abb. 27: Potenzieller Bodenabtrag für verschiedene Anbauvarianten ausgewählter Kulturen* im Vergleich (Grid 18658, Standortgefährdungsklasse: 38-5-WE)

KultLP	Anbau	Beschreibung	ZEG-PV	C-Faktor	Potenzieller Bodenabtrag [t/ha*a]
ZRU1105a38	05	wie Standard, aber mit Ernte der Nebenprodukte	0,08	0,267	2,14
ZRU1100a38	00	Standard*	0,12	0,250	2,01
ZRU1127a38	27	mit Zwischenfrucht	0,36	0,156	1,24
ZRU1106a38	06	pfluglos	0,38	0,148	1,18

* Standard = Bodenbearbeitung mit dem Pflug, keine Zwischenfrüchte oder Untersaaten, keine Ernte der Nebenprodukte



Die Kürzel der Kulturen sind im Anhang A - 1 zu finden

So ist der potenzielle Bodenabtrag unter Stilllegung und mehrjährigem Futterbau am geringsten. Höchste potenzielle Bodenabträge wurden im Durchschnitt für Silomais (SMA), Zuckerrüben (ZRU) und Speisekartoffel (SKA) kalkuliert. Die Spannweite der errechneten potenziellen Abträge ist beträchtlich. Für Zuckerrüben (ZRU) wurden einige Anbauvarianten in der Detailtabelle gegenübergestellt. Gegenüber der Standardvariante kann der potenzielle Bodenabtrag durch die Integration einer Zwischenfrucht oder den Umstieg von konventioneller auf pfluglose Bodenbearbeitung etwa halbiert werden. Unter Schwarzbrache würde der potenzielle Bodenabtrag auf dieser Standorteinheit etwa $7 \text{ t} * \text{ha}^{-1}$ betragen. Eine Übersicht über die für die Berechnung der potenziellen Bodenabträge zugrunde gelegten C-Faktoren findet sich in Anhang A - 2.

Die Verknüpfung der Verfahrensbewertung mit den Ergebnissen der Standortbewertung mittels der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung ermöglicht für diesen Indikator eine quantitative standort- und verfahrensspezifische Abschätzung des potenziellen Bodenabtrages. Die mit Hilfe des Ansatzes berechneten C-Faktoren (siehe Anhang A - 2) schwanken um die von DEUMLICH (2004; pers. Mit.) für die Untersuchungsregion genannten Werte (vgl. auch DEUMLICH 1995). Mit Hilfe des Ansatzes können verfahrensspezifische Erosionsrisiken abgeschätzt und differenziert werden.

4.2 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Grundwasserschutzes vor Nitratreinträgen

Nitratreinträge ins Grundwasser (vgl. Box 18, Abb. 28) stellen ein aktuelles Umweltproblem dar (SRU 2004; SHRESTHA & LADHA 2002; SMIL 2002; PRAKASA RAO & PUTTANNA 2000). Als Hauptverursacher ist die Landwirtschaft zu nennen (HANSEN et al. 2000; ISERMANN & ISERMANN 1997). Eine hohe Nitratbelastung des Grundwasser stellt außerdem ein Problem für die Trinkwassergewinnung dar (MERTENS & HUWE 2002). Der Konsum von nitratbelastetem Trinkwasser kann über die Zwischenstufe Nitrit zur Bildung von Nitrosaminen im Körper führen, die als krebserregend gelten. Darüber hinaus kann Nitrit bei Säuglingen Erstickungsanfälle (Methämoglobinämie) auslösen, da es den roten Blutfarbstoff Hämoglobin blockieren kann, der normalerweise den eingeatmeten Sauerstoff bindet und im Körper transportiert (SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994). Zum Schutz der menschlichen Gesundheit gilt daher gemäß der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2001) ein Grenzwert von $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{NO}_3^-$. Der Richtwert der EU liegt bei $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{NO}_3^-$ (SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994). Eine Nitratbeseitigung ist zwar technisch möglich (u.a. katalytische Verfahren, Nanofiltration), aber kostspielig (PRAKASA RAO & PUTTANNA 2000).

Box 18: Hintergrundinformationen: Nitratauswaschung (vgl. Abb. 28)

Stickstoff (N) wird dem Boden bzw. dem Pflanzenbestand entweder mit organischer (Wirtschaftsdünger, Gründüngung) oder mineralischer Düngung zugeführt. Eine weitere Quelle stellt die atmosphärische Deposition dar. Leguminosen³⁴ sind zudem in der Lage, atmosphärischen Stickstoff (N_2) direkt zu binden.

In Form von Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) verfügbarer N kann sofort von den Pflanzen aufgenommen werden. Organisch gebundener N erst nach seiner Mineralisierung. Dabei wird zunächst NH_4^+ gebildet (Ammonifikation), dann erfolgt der weitere Abbau über Nitrit (NO_2^-) zu NO_3^- (Nitrifikation). Die N-Nachlieferung aus der organischen Substanz durch Mineralisierung ist von sehr vielen Faktoren abhängig (u.a. Bodentemperatur und Bodenfeuchte) und daher nur schwer abzuschätzen. Umgekehrt kann mineralischer N auch wieder in organischer Substanz festgelegt werden (Immobilisation). Unter anaeroben Verhältnissen im Boden können gasförmige Stickstoffverluste in Form von elementarem Stickstoff (N_2), Lachgas (N_2O) oder Stickoxiden (NO_x) auftreten (Denitrifikation). N_2O ist ein klimarelevantes Gas und trägt in der Stratosphäre zum Ozonabbau bei. Gasförmige Verluste in Form von Ammoniak (NH_3)

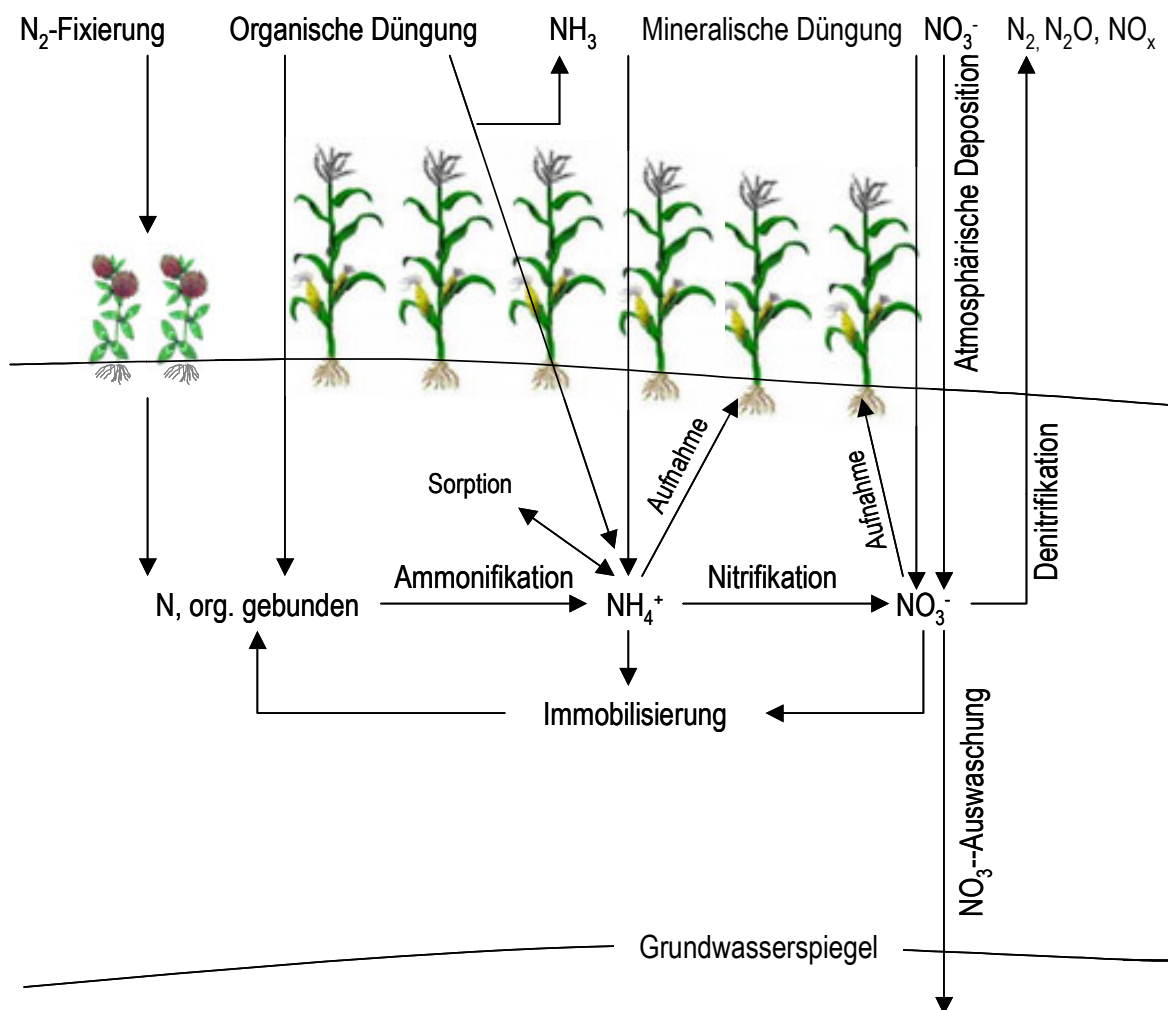
treten v.a. bei der organischen Düngung auf. Während NH_4^+ aufgrund der positiven Ladung je nach Speicherfähigkeit des Bodens auch über einen gewissen Zeitraum im Boden festgehalten werden kann, stellt NO_3^- eine hochmobile N-Verbindung dar. Das vom Pflanzenbestand nicht aufgenommene Nitrat wird mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert und gelangt so auch ins Grundwasser. Zu hohem Nitrataustrag kommt es insbesondere im Winterhalbjahr, d.h. in Zeiten mit hohen Niederschlägen bei gleichzeitig geringen Evaporationsraten. Die Nitratauswaschung ist v.a. auf Sandböden hoch, da diese Böden nur ein geringes Wasserhaltevermögen (geringe Feldkapazität) besitzen. Zudem sind die Verluste durch Denitrifikation in Sandböden aufgrund des hohen Makroporenanteils oft nur sehr gering, so dass die gesamte im Sickerwasser gelöste Nitratmenge ins Grundwasser gelangen kann.

(zusammengestellt nach BEHRENDT et al. 2002; BURKART & STONER 2002; MERTENS & HUWE 2002; JOHNSON et al. 2002; HANSEN et al. 2000; PRAKASA RAO & PUTTANNA 2000; KERSEBAUM et al. 1995; SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994 und ISERMANN 1990.)

³⁴ Zur Bindung von Luft-Stickstoff gehen Leguminosen (z.B. Erbsen, Lupinen, Luzerne, Ackerbohnen) eine Wurzelsymbiose mit sogenannten „Knöllchenbakterien“ ein. Insbesondere im ökologischen Landbau, wo keine mineralischen Düngemittel ausgebracht werden, haben sie in der Fruchtfolge eine wichtige Funktion als Stickstofflieferant für nicht-leguminöse Folgefrüchte (vgl. GEISLER 1988).

Im Vergleich zum Grundwassergütebericht 1992-1995 geben Zahlen aus dem Basismessnetz 2000 eine Verschlechterung der Situation wieder. Der Anteil der unbeeinflussten Grundwässer ist demnach von 61 % auf 44 % gesunken. Dabei stieg der Anteil der durch Nährstoffe beeinflussten Grundwässer von 7 auf 13 % (LUA 2002b). Im Vergleich zum Basismessnetz sind die Angaben aus dem Nitratmessnetz noch schlechter. Nach dem Bericht des LUA zur Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg im Zeitraum 1995-2000, wurden im Nitratmessnetz in 67 % der Fälle Nitratkonzentrationen gemessen, die den Grenzwert von $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ NO}_3^-$ überschritten (HANNAPPEL & JAKOBS 2002).

Abb. 28: N-Metabolismus im System Boden-Pflanze (Schema)



4.2.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Als wichtigste Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung auf die Nitratauswaschung können die N-Düngungsmenge, -art, -häufigkeit und -zeitpunkt genannt werden (vgl. BURKART & STONER 2002; SMIL 2002; HANSEN et al. 2000; ZUCKER & BROWN 1998; DIETRICH 1993).

Die Höhe der **N-Düngung** wird i.d.R. auf den N-Bedarf der jeweiligen Kultur abgestimmt, wobei ein optimaler Ertrag unter den jeweiligen Standortbedingungen vorausgesetzt wird. Wieviel des gedüngten N eine Kultur tatsächlich aufnehmen kann, hängt u.a. von ihrer Wachstumsdauer und Durchwurzelungstiefe ab (MCISAAC 2003; pers. Mit.). Im Gegensatz zu flach- (z.B. Erbsen) oder mitteltiefwurzelnden Kulturen (z.B. Kartoffeln) können tiefwurzelnde Arten (z.B. Getreide, Mais, Zuckerrüben, Raps oder Luzerne) auch das bereits in tiefe Bodenschichten verlagerte N nutzen (SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994). Die Durchwurzelungstiefe wird zusätzlich durch die Bodenart bestimmt und ist auf Sandböden i.d.R. geringer als auf Lehmböden (KERSEBAUM et al. 1995).

Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor ist die **N-Düngungsart**. Unterschieden werden kann in mineralische und organische Dünger, die sich stark in den enthaltenen N-Komponenten unterscheiden können. Mineralische Dünger enthalten i.d.R. einen großen Anteil sofort verfügbarer N-Komponenten, während bei Anwendung von Wirtschaftsdüngern oder Gründüngung der Hauptanteil des N in organisch gebundener Form vorliegt. Wie schnell die N-Nachlieferung aus der organischen Substanz dann erfolgt, unterliegt zahlreichen Faktoren und wird u.a. durch das C/N-Verhältnis des organischen Materials beeinflusst. So hat Stroh ein sehr weites C/N-Verhältnis und wird nur langsam umgesetzt, während Rübenblatt ein enges C/N-Verhältnis besitzt und relativ schnell mineralisiert wird (SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994). Eine umfangreiche Darstellung der verschiedenen mineralischen und organischen N-Dünger und der Beschreibung der Wirkungsweise ihrer N-Komponenten findet sich z.B. bei FINCK (1992: 39 ff.).

Auf wenig speicherfähigen Sandböden, wie sie in Brandenburg vorherrschen, ist auch die **Düngungshäufigkeit** außerordentlich wichtig, d.h. die Aufteilung der N-Düngung in mehrere Teilgaben, um Auswaschungsverlusten vorzubeugen (SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994). In Jahren mit ungünstigem Witterungsverlauf (z.B. längere Trockenperioden) und den dadurch verursachten Ertragseinbußen kann so auch verhindert werden, dass unnötige N-Überschüsse im Boden entstehen, indem die zunächst für einen optimalen Ertrag ausgelegten Düngungsmengen bei der zweiten bzw. dritten Gabe entsprechend korrigiert bzw. diese Teilgaben ganz ausgelassen werden. Die Aufteilung in mehrere Gaben bedeutet jedoch auch zusätzliche Arbeitsgänge und damit höhere Kosten.

Für eine bedarfsgerechte Düngung sollten die Teilgaben auch zum optimalen **Düngungszeitpunkt** gegeben werden, da bei nicht zeitgerechter Düngung eine suboptimale Nährstoffausnutzung und damit ein höheres Auswaschungsrisiko für N besteht (DIETRICH 1993).

Besonders kritisch ist die N-Menge zu beurteilen, die im Herbst kurz vor Ende der Vegetationsperiode gegeben wird, da die Pflanzen vor Beginn der Auswaschungsperiode u.U. nur noch einen Teil des applizierten N aufnehmen können (BURKART & STONER 2002; SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994). Gülleausbringung erfolgt jedoch oft im Herbst, damit die Behälter vor dem Winter geleert sind, um den Zeitraum für das Anwendungsverbot gemäß Gülleverordnung überbrücken zu können.

Zum Ende der Vegetationsperiode sollten möglichst im Boden keine nennenswerten mineralischen N-Mengen mehr enthalten sein (MCISAAC 2003, pers. Mit.). Bei hohen N-Überschüssen, d.h. bei einem über den Entzug durch die Pflanzen hinausgehenden N-Saldo (positive **N-Bilanz**) ist auch mit einer größeren Auswaschung von Nitrat zu rechnen (SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994; GÄTH et al. 1992). Der in der Bilanz ausgewiesene N-Überschuss stellt die potenziell auswaschbare Stickstoffmenge dar (KERSEBAUM et al. 1995)

4.2.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Für die Bewertung der Produktionsverfahren wurde die über die mineralische und organische Düngung zugeführte N-Menge, die Düngungshäufigkeit, d.h. die Anzahl der Teilgaben, die Höhe des N-Anteils, der im Herbst gegeben wird und die N-Bilanz, d.h. der verbleibende N-Saldo nach der Ernte der Hauptfrucht, einbezogen (siehe Tab. 26).

Tab. 26: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nitrateintragsgefährdung ins Grundwasser

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	N-Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ N]	N
2	N-Düngungshäufigkeit [n]	DH
3	N-Anteil appliziert im Herbst [%]	NH
4	N-Bilanz nach Ernte [kg * ha ⁻¹ N]	NBI

In die Berechnung der **N-Düngung (N)** geht die N-Zufuhr über die mineralische und organische Düngung ein:

$$N = N_{\min} + N_{od} \quad (9)$$

mit:

- N = N-Düngung
- N_{min} = N-Zufuhr durch mineralische Düngung
- N_{od} = N-Zufuhr durch organische Düngung

Für mineralische Dünger wurde der volle N-Gehalt einbezogen (vgl. MEYER-AURICH 2001). Für die Anrechnung der N-Gehalte in Wirtschaftsdüngern wurden für Festmist 30 % und für Flüssigmist 70 % der Gesamtgehalte berücksichtigt³⁵.

$$N_{od} = (0,3 * N_{odfe} + 0,7 * N_{odfl}) \quad (10)$$

mit:

- N_{od} = N-Zufuhr durch organische Düngung
- N_{odfe} = N-Zufuhr durch Festmist
- N_{odfl} = N-Zufuhr durch Flüssigmist

Für den Parameter **N-Düngungshäufigkeit (DH)** wird die Anzahl der Gaben je Verfahren bestimmt. Vor allem bei insgesamt hohen Gesamtdüngungsmengen wird eine Aufteilung in mehrere Gaben als vorteilhaft eingeschätzt, da damit die Düngung besser an den zeitlichen Bedarf der Pflanzen angepasst und damit mögliche zeitliche Auswaschungsschübe besser vermieden werden können.

³⁵ Hierzu finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben: MEYER-AURICH (2001) berücksichtigt in seiner Arbeit 50 % bei Fest- und 90 % bei Flüssigmist. KERSEBAUM et al. (1995) gehen von 40 % bzw. 60 % bei Fest- bzw. Flüssigmist aus, FINCK (1992) gibt für die N-Ausnutzung bei Stallmist 20-40 % und bei Flüssigmist 30-50 % an.

Zur Berücksichtigung des N-Düngungszeitpunktes wird der prozentuale **Anteil der N-Düngung im Herbst (NH)** am gesamten mit der Düngung zugeführten N bestimmt. Verfahren bei denen der gesamte N im Herbst appliziert wird, werden am schlechtesten bewertet, da hier die Gefahr besteht, dass bis zum Ende der Wachstumsperiode bzw. bis zum Beginn der Hauptauswaschungsperiode über Winter nicht mehr das gesamte N-Angebot durch die Pflanzen genutzt wird.

Für die Kalkulation der **N-Bilanz (NBI)** nach Ernte der Hauptfrucht wurde für die integrierten Verfahren die N-Zufuhr über die mineralische und organische Düngung sowie die über die Fixierungsleistung von Leguminosen ins System gelangte N-Menge berücksichtigt³⁶. Für die Bilanzierung wird der N-Gehalt aus Wirtschaftsdüngern zu 100 % angerechnet. Die N-Bilanz ergibt sich dann durch Subtraktion der durch die Pflanzen entzogenen N-Menge (vgl. MEYER-AURICH 2001 bzw. GÄTH et al. 1992).

$$NBI = (N_{min} + N_{od} + N_{fix}) - N_{ent} \quad (11)$$

mit:

- NBI = N-Bilanz (N-Zufuhr - N-Entzug)
- N_{min} = N-Zufuhr durch mineralische Düngung
- N_{od} = N-Zufuhr durch organische Düngung
- N_{fix} = N-Zufuhr durch N-Fixierung von Leguminosen
- N_{ent} = N-Entzug durch die Pflanzen

Für die Berechnung der N-Bilanz für die organischen Verfahren wurde zusätzlich die N-Nachlieferung der Vorfrucht einbezogen, da im organischen Landbau der N-Bedarf der Kulturen außer aus der organischen Düngung v.a. durch Einbeziehung von Leguminosen in die Fruchtfolge gedeckt wird. Die Berechnung erfolgt nach folgender Formel (vgl. BACHINGER & ZANDER 2007).

$$NBI = (N_{min} + N_{od} + N_{fix} + N_{vor}) - N_{ent} \quad (12)$$

mit:

- NBI = N-Bilanz (N-Zufuhr - N-Entzug)
- N_{min} = N-Zufuhr durch mineralische Düngung
- N_{od} = N-Zufuhr durch organische Düngung
- N_{fix} = N-Zufuhr durch N-Fixierung von Leguminosen
- N_{ent} = N-Entzug durch die Pflanzen
- N_{vor} = N-Nachlieferung der Vorfrucht durch Mineralisierung

Zur Berücksichtigung der Fixierungsleistungen von Leguminosen (N_{fix}) wurde die folgende Formel nach HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK (1997) verwendet. Steht die Leguminose nicht in Reinkultur, sondern als Gemenge mit Gras, wird die Fixierungsleistung in Abhängigkeit vom Leguminosenanteil am Gemenge kalkuliert. Die kulturspezifischen Werte für die Berechnung der N-Fixierungsleistung einzelner Leguminosen beruhen auf Experteneinschätzung (BACHINGER (2000; pers. Mit.; vgl. dazu auch BACHINGER & ZANDER 2007).

³⁶ Die N-Einträge durch atmosphärische Deposition wurden hier nicht berücksichtigt.

$$Nfix = Ertrag * LegAnt * Ndfa * (Nleg + Newr * TMewr) \quad (13)$$

mit:

Nfix	= N-Zufuhr durch N-Fixierung von Leguminosen
Ertrag	= Biomasseertrag
LegAnt	= Ertragsanteil der Leguminose im Gemenge
Ndfa	= Anteil des symbiontisch fixierten N am Gesamt-N in der Pflanze
Nleg	= N-Anteil in der oberirdischen Biomasse der Leguminose (Ernteprodukt)
Newr	= N-Anteil in der unterirdischen Biomasse der Leguminose (Ernte- und Wurzelrückstände)
TMleg_ewr	= Verhältnis Ernteprodukt zu Ernte- und Wurzelrückständen

Die N-Nachlieferung der Vorfrucht durch Mineralisation (Nvor) wurde mit der folgenden Formel nach BACHINGER & ZANDER (2007) berechnet. Die für die Berechnung notwendigen kulturspezifischen Werte wurden ebenfalls von BACHINGER & ZANDER (2007) übernommen.

$$Nvor = NTorg * Rmin a * Rmin y * Rmin c \quad (14)$$

mit:

Nvor	= N-Nachlieferung der Vorfrucht durch Mineralisation
NTorg	= Gesamtmenge an organischem N im Ap-Horizont
Rmina	= mittlere jährliche Mineralisationsrate von NTorg in Abhängigkeit von der Ackerzahlklasse
Rminy	= Koeffizient zur Modifizierung der jährlichen N-Mineralisation in Abhängigkeit des vorfruchtspezifischen Ertragsniveaus und der Ackerzahlklasse
Rminc	= kulturspezifischer Mineralisierungsfaktor (z.B. Getreide = 1; Körnerleguminosen = 1,1; Silomais, Kartoffel = 1,4)

Der N-Entzug (Nent) setzt sich zusammen aus dem Entzug durch die Haupt- und Nebenernteprodukte und wird nach folgender Formel berechnet (vgl. ZANDER 2003).

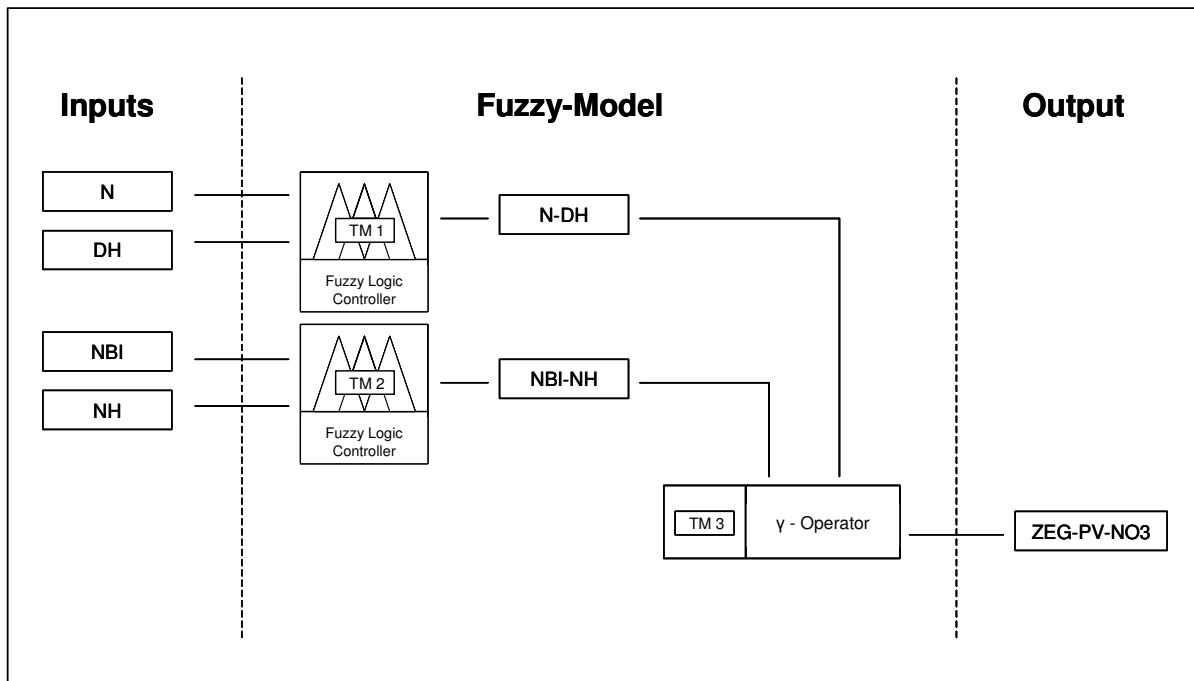
$$Nent = Ertrag * (NHP + fNP * NNP) \quad (15)$$

mit:

Nent	= N-Entzug durch die Pflanzen
Ertrag	= Ertrag des Haupternteprodukts
NHP	= N-Gehalt im Haupternteprodukt
fNP	= Verhältnis Haupt- zu Nebenernteprodukt
NNP	= N-Gehalt im Nebenernteprodukt

Abb. 29 stellt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nitrat-eintragsgefährdung ins Grundwasser dar. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 4. Die Variablen N und DH werden in TM 1, die Variablen NH und NBI im TM 2 verarbeitet. Die Zwischenergebnisse aus TM 1 und 2 werden über einen γ -Operator im TM 3 verrechnet.

Abb. 29: Modell „NO3-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nitratreintragsgefahr ins Grundwasser



- N = N-Düngung [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{N}$]
- DH = N-Düngungshäufigkeit [n]
- N-DH = 1. Zwischenergebnis [-]
- NBI = N-Bilanz nach Ernte [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{N}$]
- NH = N-Anteil appliziert im Herbst [%]
- NBI-NH = 2. Zwischenergebnis [-]
- ZEG-PV-NO3 = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Nitrataustrag [-]

4.2.3 Einflussfaktoren des Standorts

Neben Managementfaktoren spielen bei der Nitratreintragsgefährdung ins Grundwasser auch Witterung und Bodenbedingungen eine wichtige Rolle (HANSEN et al. 2000). Wichtigster Witterungsfaktor ist die Niederschlagsmenge (SMIL 2002; ZUCKER & BROWN 1998). Hohe Niederschlagsmengen fördern die Nitratauswaschung (JOHNSON et al. 2002). Witterungsfaktoren nehmen auch starken Einfluss auf einzelne Prozesse, so ist die NH_3 -Abgasung bei Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, insbesondere bei Gülle, bei trocken-warmer Witterung sowie Luftbewegung besonders hoch (ELLENBERG 1989).

Einflussnehmende bodenabhängige Faktoren sind u.a. die Bodenmächtigkeit, -durchlässigkeit, -art, sowie -feuchte und -temperatur. So ist bei geringer Mächtigkeit der Grundwasserdeckschicht die Filterstrecke bis zum Grundwasser gering und es muss mit höheren Nitratreintragsraten gerechnet werden (BURKART & STONER 2002). Auch auf durchlässigen Böden, v.a. auf Sandböden, ist die Nitrataustragsgefährdung erhöht (HOWARTH et al. 2002; JOHNSON et al. 2002; PRAKASA RAO & PUTTANNA 2000). Bodenfeuchte und -temperatur beeinflussen u.a. die N-Nachlieferung: aus der organischen Substanz (JOHNSON et al. 2002) und die Denitrifikation, die v.a. bei hohen Bodenwassergehalten auftritt (NIEDER 1999; SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994).

Eine Bewertung der standörtlichen Eintragsgefährdungspotenziale und damit auch der standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren wurde für diesen Indikator nicht vorgenommen (siehe dazu Fußnote 28).

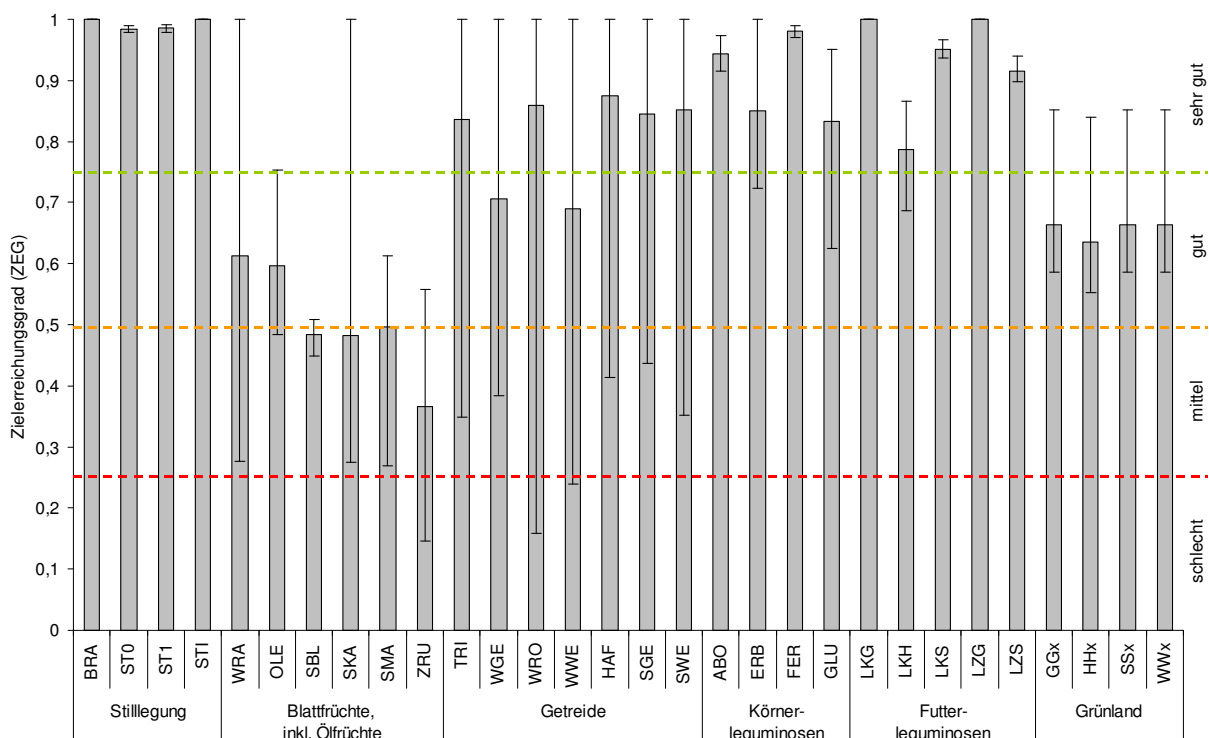
4.2.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-NO3)

Abb. 30 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller definierten Produktionsverfahren je Kultur.

Im Durchschnitt am besten werden die Dauer (BRA)- und Rotationsstilllegungsvarianten (ST*) bewertet, da hier generell kein Stickstoff gedüngt wird. Bei insgesamt sehr hoher Schwankungsbreite werden im Durchschnitt auch die Getreidearten als gut bis sehr gut bewertet. Ebenfalls gute bis sehr gute Bewertungen erhalten die Futter- und Körnerleguminosen. Zuckerrübe (ZRU), Sonnenblume (SBL), Silomais (SMA) und Speisekartoffel (SKA) werden als Kulturen mit hohem Nitratauswaschungsrisiko eingestuft. Dies gilt auch für einige Produktionsalternativen von Winterraps (WRA) und Öllein (OLE). Der Grund dafür sind die z.T. sehr hohen Düngergaben von z.B. mehr als 170 kg * ha⁻¹ N für einige Verfahren bei diesen Kulturen. Die Grünlandverfahren schneiden insgesamt gut bis sehr gut ab.

Abb. 30: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-NO3 aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt

Beim Vergleich der Produktionssysteme „integriert“ und „organisch“ für alle Kulturen, für die sowohl integrierte als auch organische Verfahren definiert wurden (Tab. 27) ergeben sich für die organischen Verfahren im Durchschnitt bessere Bewertungen.

Tab. 27: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-NO₃ über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:					Körnerleg.:		
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,37	0,42	0,48	0,42	0,45	0,43	0,43	0,52	0,49	0,44	0,77
	Min	0,28	0,28	0,27	0,35	0,38	0,16	0,24	0,41	0,45	0,38	0,62
	Max	0,49	0,51	0,56	0,51	0,55	0,55	0,57	0,67	0,53	0,51	0,95
Org.	MW	0,73	0,51	0,51	0,97	0,94	0,98	0,92	0,95	0,96	0,93	0,88
	Min	0,37	0,38	0,40	0,72	0,60	0,55	0,54	0,46	0,44	0,35	0,85
	Max	1,00	1,00	0,61	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,91

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Der Grund dafür ist der i.d.R. geringere N-Input, wodurch auch die N-Bilanzen besser ausfallen. Wie die Minimal- bzw. Maximalwerte zeigen, können für Einzelverfahren jedoch in beiden Produktionssystemen auch wesentlich bessere bzw. schlechtere Bewertungen als im Durchschnitt erzielt werden.

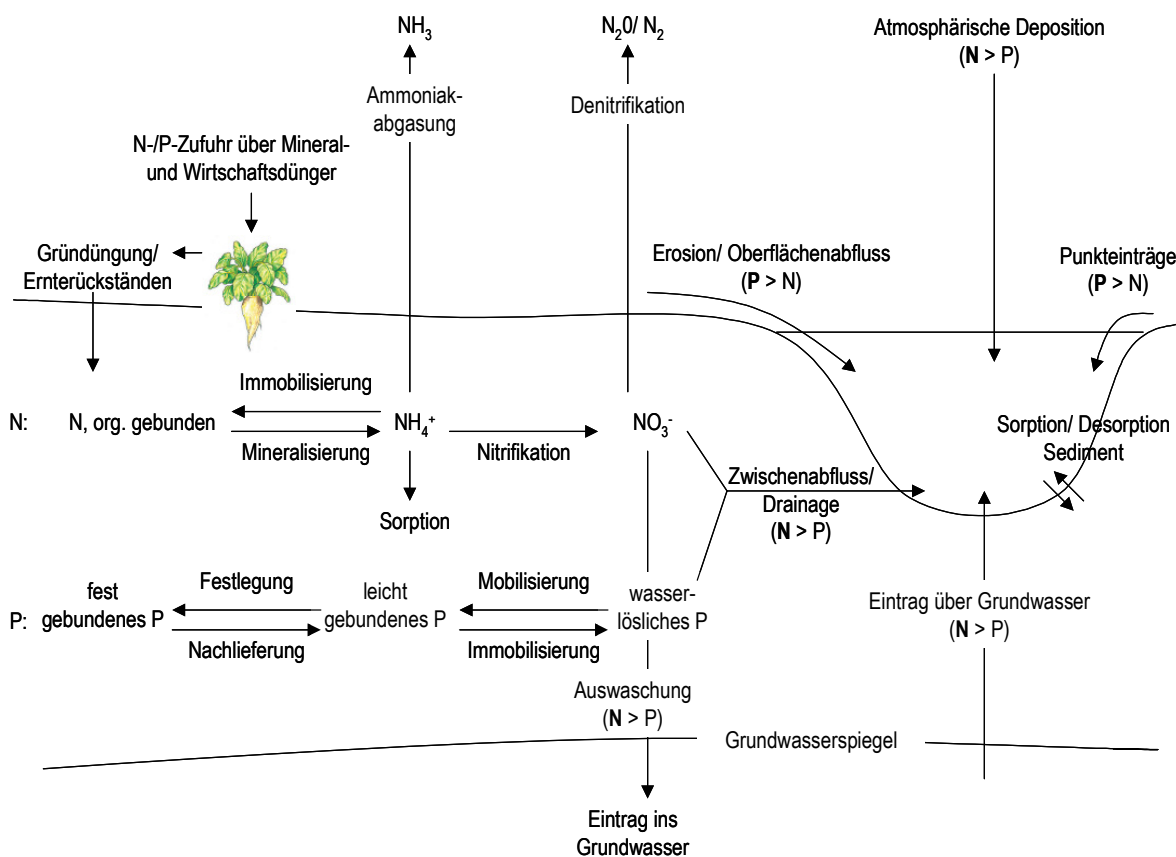
Vergleicht man die Modellergebnisse aus Abb. 30 mit Daten aus der Literatur, so ergeben sich gute Übereinstimmungen. Auch MERTENS & HUWE (2002) gehen für Zuckerrüben, Winterraps, Silomais und Kartoffel von einer besonders hohen N-Auswaschung aus. GÄTH et al. (1992) stufen v.a. Winterraps und Silomais als grundwassergefährdende Kulturen hinsichtlich der Nitratauswaschung ein. HAAS et al. (1998: 150) stellten auf Wiesengrünland nur geringe Nitratausträge fest. Angaben zur positiven Wirkung von Stilllegungen hinsichtlich der Nitratauswaschung finden sich auch bei MEISSNER et al. (1998).

Im Bezug auf den Vergleich der Produktionssysteme „integriert“ und „organisch“ (Tab. 27) ist zu bemerken, dass es prinzipiell auch im ökologischen Landbau zu hoher Nitratauswaschung kommen kann, wenn Wirtschaftsdünger in großen Mengen eingesetzt werden bzw. wenn es witterungsbedingt zu hohen Mineralisierungsraten nach Umbruch und Einarbeitung von Gründüngungspflanzen, v.a. Leguminosen kommt (BASTIAN 2005). Dieses Risiko wird in der Literatur jedoch als eher gering eingestuft (vgl. HANSEN et al. 2000; HAAS et al. 1998 sowie HEBB et al. 1992), was die im Durchschnitt durchweg positive Einschätzung der organischen Produktionsverfahren im Modell bestätigt.

4.3 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Oberflächengewässerschutzes vor Nährstoffeinträgen

Die Biomasseproduktion in Oberflächengewässern ist i.Allg. durch den wachstumslimitierenden Nährstoff Phosphor (P), in manchen Fällen auch Stickstoff (N), beschränkt (PIETERSE et al. 2003; MAINSTONE & PARR 2002; NOVOTNY 1999). Werden N und P in Mengen eingetragen, die zur Überschreitung des „natürlichen“ Nährstoffniveaus³⁷ der Gewässer führen, kommt es zur Eutrophierung: „Increased concentrations of N und P in surface waters promote eutrophication causing a direct impact on aquatic ecology“ (GREGORY et al. 2002: 285). Abb. 31 zeigt die möglichen Eintragspfade von N und P in Oberflächengewässer.

Abb. 31: Eintragspfade von N und P in Oberflächengewässer (Schema)



Die Gefährdung von Oberflächengewässern durch Nährstoffeinträge (vgl. Box 19) stellt in Deutschland wie auch anderen EU-Ländern ein nahezu flächendeckendes Problem dar (ISERMANN &

³⁷ Nach FINCK (1992: 397) schwanken die „natürlichen“ N- bzw. P-Gehalte von Oberflächengewässern für N zwischen $0,5-5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ und für P zwischen $0,01-0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

ISERMANN 2000). N und P werden entweder über punktuelle³⁸ oder diffuse Quellen in Oberflächengewässer eingetragen, wobei letztere das größere Problem darstellen. Als Hauptverursacher diffuser N- und P-Einträge gilt die Landwirtschaft (z.B. SRU 2004; HEATHWAITE 2003; PIETERSE et al. 2003; GREGORY et al. 2002; NIEDER 1999; NOVOTNY 1999; RÖMER 1997; TSIHRINTZIS et al. 1997; DIETRICH 1993; HE et al. 1993; FINCK 1992; ISERMANN 1990).

Box 19: Hintergrundinformationen: Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer

Wirkungen im Gewässer

Der übermäßige Nährstoffeintrag bewirkt zunächst ein verstärktes Algen- und Pflanzenwachstum im Gewässer. Veränderte Lichtverhältnisse sowie die durch die erhöhte Atmungsaktivität verringerten Sauerstoffgehalte im Wasser führen zu Verschiebungen des Pflanzen- und Tierartenspektrums und zum Verschwinden sensibler Arten. Durch das Ausscheiden einzelner Pflanzenarten gehen wichtige Ressourcen für abhängige Tierarten z.B. hinsichtlich der Nahrungs-, Schutz- oder Brutbedingungen, verloren. Weitere Effekte addieren sich über die Nahrungskette, so dass nicht nur die ans Wasser gebundenen Tierarten (z.B. Insekten, Mollusken, Fische) betroffen sind, sondern auch abhängige Arten, wie z.B. Vögel, die Gewässer als Nahrungshabitat nutzen. In Fließgewässern kommt es bei erhöhtem Pflanzenwachstum auch zu einer höheren Ausfilterung von Partikeln. Als Folge treten Verlandung von Teilabschnitten und verringerte Fließgeschwindigkeiten auf. Bestimmte Fischarten, wie z.B. Lachse (*Salmo salar*) finden so keine geeigneten Laichbedingungen mehr vor. Am Ende des Eutrophierungsprozesses steht das sogenannte „Umkippen“ des Oberflächengewässers bzw. Teilabschnitten davon, d.h. das Gewässer kann insgesamt oder teilweise als „biologisch tot“ bezeichnet werden.

Eintragspfade

Den wichtigsten Eintragspfad in Oberflächengewässer stellen Erosion und Oberflächenabfluss (run-off) dar (vgl. Abb. 31). Insbesondere Phosphor, ein stark mit der Bodenmatrix wechselwirkendes Nährelement, wird sorbiert an Bodenpartikel mit dem Oberflächenabfluss und Erosionsvorgängen in Oberflächengewässer verlagert. Weitere mögliche Eintragspfade sind Zwischenabfluss (inter-flow) und Drainagen³⁹, Auswaschung und Eintrag über das Grundwasser sowie atmosphärische Deposition. Diese können für Stickstoff, der v.a. in Form von Nitrat im Boden sehr mobil ist, eine größere Bedeutung haben. Bei steigender P-Sättigung im Oberboden ist insbesondere auf sorptionschwachen, makroporenreichen Sandböden aber auch eine Vertikalverlagerung von P möglich, so dass auch für diesen Nährstoff die Eintragspfade Dränage und Zwischenabfluss, sowie Auswaschung und Eintrag über das Grundwasser eine Rolle spielen können.

(zusammengestellt nach HEATHWAITE 2003; PIETERSE et al. 2003; UBA 2003a; BEHRENDT et al. 2002; COOPERBAND & WARD GOOD 2002; LUA 2002b; MAINSTONE & PARR 2002; ISERMANN & ISERMANN 2000; NIEDER 1999; NOVOTNY 1999; KERSEBAUM et al. 1995; He et al. 1993; ISERMANN 1990).

Nach Angaben des Landesamtes für Verbraucherschutz und Landwirtschaft (LVL 2002) wurden im Land Brandenburg im Erntejahr 2000/01 ca. 87.032 t N und 6.144 t P durch die Anwendung mineralischer Düngemittel auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) ausgebracht. Bei einer LN von insgesamt 988.000 ha entspricht dies ca. 88,1 kg N bzw. 6,2 kg P je ha. Zusätzlich fielen, bei einem durchschnittlichen Tierbesatz von 0,48 Großvieheinheiten (GV) je ha, ca. 35 kg N sowie 8 kg P je ha LN mit Wirtschaftsdüngern an. Im Vergleich zu den Vorjahren waren damit zwar insbesondere die eingesetzten Nährstoffmengen durch Mineraldünger (in 1995: 100,5 kg N bzw. 7,0

³⁸ Einträge aus Punktquellen (u.a. kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter) sind v.a. für P, heute noch bei größeren Flüssen von Bedeutung (BEHRENDT et al. 2002; MAINSTONE & PARR 2002; ISERMANN & ISERMANN 2000).

³⁹ Raumbezogene Daten über den Anteil dräniertes Flächen sind nicht lückenlos verfügbar; es wird davon ausgegangen, dass etwa 9 % der Sand-, 11 % der Moor-, 12 % der Auen- und 51 % der staunassen Tieflandstandorte in Brandenburg dräniert sind (BEHRENDT et al. 2002).

kg P ja ha LN) leicht rückläufig (LVL 2002), dennoch haben sich die diffusen Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer, v.a. bei P, kaum verändert (BEHRENDT et al. 2002)⁴⁰. So ist bei Fließgewässern auch heute noch nicht durchgängig die angestrebte Gewässerqualität der Güteklasse II (mäßige Belastung) erreicht (SRU 2004). Im Bundesgebiet wurde in 2001 die Güteklasse II und besser nur an 27 % der Fließgewässermessstellen für Gesamt-P, für Nitrat-N sogar nur an 16 % der Messstellen erreicht (UBA 2003a). Und von insgesamt 113 untersuchten stehenden Gewässern in Brandenburg waren bei den 64 geschichteten tiefen Seen 30 % und bei den 49 flachen Seen sogar 65 % in einem schlechteren Zustand als Güteklasse II⁴¹ (LUA 2002b).

4.3.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

N und P werden in der Landwirtschaft zur Sicherung hoher Erträge in Form von mineralischen und organischen Düngemitteln eingesetzt (NOVOTNY 1999; KERSEBAUM et al. 1995). Hohe N- und P-**Düngergaben**, die den Pflanzenbedarf überschreiten und zu hohen **Nährstoffbilanzüberschüssen** führen, können als Hauptgründe für die Belastung von Oberflächengewässern mit Nährstoffen benannt werden (GREGORY et al. 2002; BEHRENDT et al. 2002; ISERMANN 1990). So stellten bspw. TSIHRINTZIS et al. (1997) fest, dass durch eine Verringerung der Düngermenge um ein Drittel, bei P eine Reduzierung im Oberflächenabfluss um 25 % erreicht werden konnte, bei Nitrat-N im Sickerwasser lag die Verringerungsrate mit 55 % sogar mehr als doppelt so hoch.

Für zu hohe Düngergaben und positive Nährstoffbilanzen kommen mehrere Gründe in Frage: Zum einen findet oft eine **Überdüngung** statt, da die Düngung vom Landwirt i.d.R. bezogen auf einen optimalen Ertrag ausgelegt wird und so bei einem geringeren Ertrag als erwartet, nicht alle verfügbaren Nährstoffe im Boden von den Pflanzen entzogen werden (KERSEBAUM et al. 1995). Generell fällt dabei eine Überdüngung betriebswirtschaftlich nur wenig ins Gewicht, da Düngemittel prozentual nur einen marginalen Anteil an den Produktionskosten ausmachen. Die ökologisch relevanten Belastungen können jedoch beträchtlich sein (DIETRICH 1993). Weiterhin erfolgt die Düngung oft nicht zum **optimalen Zeitpunkt**, d.h. abgestimmt auf den zeitlichen Bedarf der Pflanzen (PIETERSE et al. 2003; GREGORY et al. 2002; MAINSTONE & PARR 2002; ISERMANN 1990). Hierfür kommen witterungsbedingte und arbeitstechnische Gründe angeführt werden, z.B. wenn die Flächen zum optimalen Zeitpunkt nicht zugänglich sind (Nässeperioden) oder aber zu diesem Zeitpunkt keine freien Arbeitskapazitäten vorhanden sind. Darüber hinaus kommt es insbesondere bei Wirtschaftsdüngern zu **Fehleinschätzungen der Nährstoffgehalte** (DIETRICH 1993). Während die Nährstoffgehalte mineralischer Dünger i.d.R. bekannt sind, schwanken die Gehalte in Wirtschaftsdüngern jedoch je nach Art und Herkunft des Düngers erheblich (siehe Tab. 28).

⁴⁰ Die verringerte Nährstoffbelastung der Gewässer in Brandenburg in den letzten Jahrzehnten ist v.a. auf die Reduktion der Einträge über Punktquellen zurückzuführen, bei P konnte dies v.a. durch den Ausbau kommunaler Kläranlagen (dritte Reinigungsstufe) und durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel erreicht werden (UBA 2003b).

⁴¹ Ein Maß für die Nährstoffbelastung von Gewässern ist die Trophie. Entscheidend ist, wie groß der Unterschied zwischen natürlicher und aktueller Trophiestufe ist. Bei Seen werden z.B. sieben Güteklassen unterschieden: Bei Güteklasse I weist der See eine natürliche Wasserbeschaffenheit auf, bei Güteklasse VI weicht das Gewässer sechs Trophiestufen von seinem natürlichen Zustand ab (LUA 2002).

Tab. 28: Nährstoffgehalte (N/P) in Stallmist und Gülle

Düngerart	Tierart	Trockensubstanz [%]	Nährstoffgehalt [%]*	
			N	P
Rottemist	Rinder	25	0,40-0,60	0,12-0,18
	Schweine	25	0,60-0,90	0,30-0,35
Gülle	Rinder	5-10	0,25-0,50	0,05-0,10
	Schweine	5-10	0,40-0,80	0,12-0,22
	Hühner	10-15	0,70-0,90	0,20-0,35

*100 dt Rottemist nehmen etwa 10 m³ ein; 10 m³ Gülle wiegen etwa 100 dt

Quelle: FINCK (1992: 158)

Der Grund für die unterschiedlichen Nährstoffgehalte liegt u.a. in der unterschiedlichen Fütterung und Verwertung des Futters durch die Tierarten. So sind monogastrische Tierarten (Geflügel, Schweine) im Gegensatz zu Wiederkäuern (Rinder) nicht in der Lage, organisches P zu verwerten und erhalten zusätzlich mineralisches P (COOPERBAND & WARD GOOD 2002), weshalb auch die P-Gehalte im Wirtschaftsdünger dieser Tierarten höher liegen.

Häufig wird bei der Anrechnung nur mit dem N-Gehalt kalkuliert, was dann mit einem P-Überangebot einhergehen kann, zumal Kulturpflanzen i.Allg. einen wesentlich höheren N- als P-Bedarf haben (COOPERBAND & WARD GOOD 2002). Auch die Nährstoffnachlieferung aus Ernterückständen oder anderen organischen Materialien ist schwer abzuschätzen, da die Mineralisierung ein komplexer Prozess ist (ISERMANN 1990). Große Mengen an Wirtschaftsdüngern fallen auch bei **hohen Tierbesatzdichten** an, was in Gebieten mit intensiver Tierhaltung häufig eine N- und P-Hypertrophie von Böden verursacht und besonders auf verlustgefährdeten Sandstandorten kritisch zu bewerten ist (ISERMANN & ISERMANN 2000; ISERMANN 1990).

4.3.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Für die Bewertung der Produktionsverfahren wurden die Höhe der mineralischen und organischen N- und P-Düngung sowie die N- und P-Nährstoffbilanzen nach der Ernte einbezogen (Tab. 29). Da Erosionsprozesse und Oberflächenabfluss (run-off) den wichtigsten Eintragungspfad, insbesondere für P, darstellen wurde zusätzlich der Zielerreichungsgrad für Wassererosion je Produktionsverfahren in die Bewertungen einbezogen (vgl. Kap. 4.1).

Tab. 29: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nährstoffeintragsgefährdung in Grund- und Oberflächengewässer (N/P)

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	<u>N</u> -Bilanz nach Ernte [kg * ha ⁻¹ N]	NBI
2	<u>N</u> -Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ N]	N
3	<u>P</u> -Bilanz nach Ernte [kg * ha ⁻¹ P ₂ O ₅]	PBI
4	<u>P</u> -Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ P ₂ O ₅]	P
5	<u>Zielerreichungsgrad</u> <u>Produktionsverfahren</u> <u>Wassererosion</u> [-]	ZEG-PV-WE

Die **N-Düngung (N)** wurde nach Formel (9) berechnet, die **N-Bilanz (NBI)** nach Ernte nach Formel (11) und (12) berechnet. Für die Berechnung der **P-Düngung (P)** wurde die P-Zufuhr über mineralische und organische Düngung einbezogen:

$$P = Pmd + Pod \quad (16)$$

mit:

- P = P-Düngung
- Pmd = P-Zufuhr durch mineralische Düngung
- Pod = P-Zufuhr durch organische Düngung

Für die Kalkulation der **P-Bilanz (PBI)** wurde je Verfahren die P-Zufuhr über die Düngung abzüglich des P-Entzuges durch die Pflanzen berücksichtigt:

$$PBI = (Pmd + Pod) - Pent \quad (17)$$

mit:

- PBI = P-Nährstoffbilanz (P-Zufuhr - P-Entzug)
- Pmd = P-Zufuhr durch mineralische Düngung
- Pod = P-Zufuhr durch organische Düngung
- Pent = P-Entzug durch die Pflanzen

Der P-Entzug setzt sich aus dem P-Entzug durch das Haupternteprodukt und die Erntenebenprodukte zusammen:

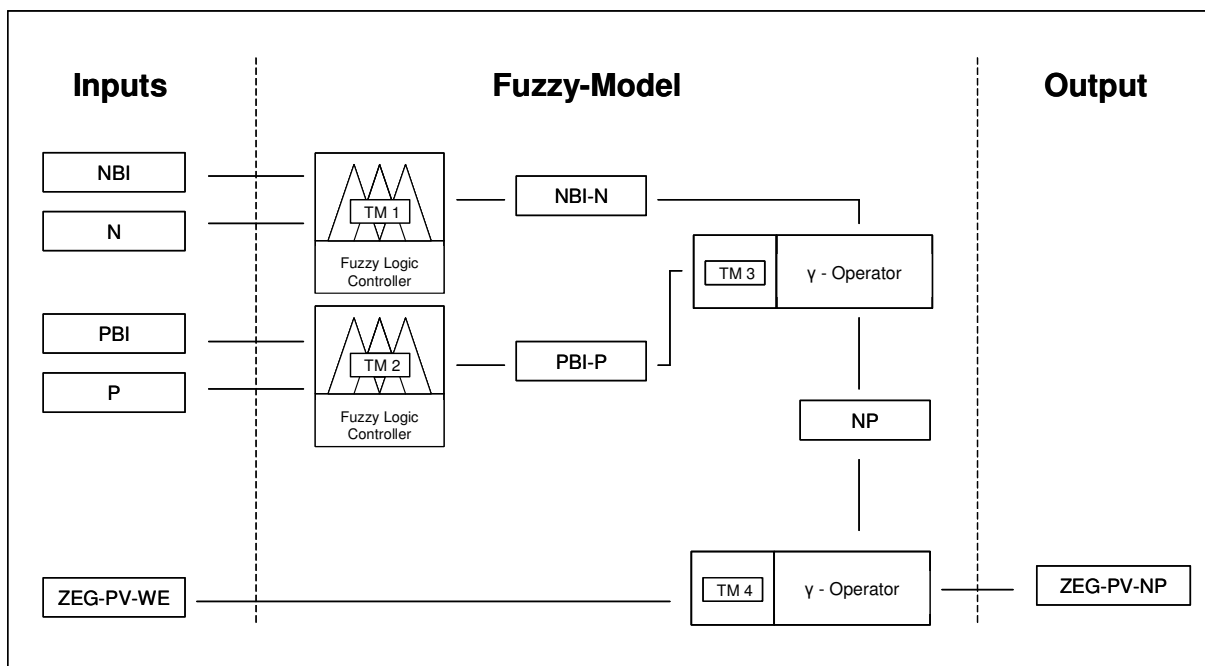
$$Pent = Ertrag * (PHP + fNP * PNP) \quad (18)$$

mit:

- Pent = P-Entzug durch die Pflanzen
- Ertrag = Biomasseertrag
- PHP = P-Gehalt im Haupternteprodukt
- fNP = Verhältnis Haupt- zu Nebenernteprodukt
- PNP = P-Gehalt im Nebenernteprodukt

Abb. 32 stellt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nährstoffeintragsgefährdung in Oberflächengewässern dar. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 5. Die Eingangsvariablen N und NBI werden in TM 1, die Variablen P und PBI im TM 2 verarbeitet. Die Zwischenergebnisse aus TM 1 und 2 werden mit einem nicht-kompensatorischen, gewichteten γ -Operator in TM 3 verrechnet. Da in den meisten Oberflächengewässern P der wachstumslimitierende Faktor ist, wird das Zwischenergebnis aus TM 2 stärker gewichtet (Wichtungsfaktoren TM 1 : TM 2 = 0,4 : 0,6). Da von einer Verlagerung der im Oberboden vorhandenen Nährstoffe v.a. bei entsprechendem Risiko für Erosionsvorgänge und Oberflächenabfluss gerechnet werden muss, wird zusätzlich der Zielereichungsgrad je Produktionsverfahren für Wassererosion über einen kompensatorischen γ -Operator einbezogen, d.h. nur wenn verfahrensbedingt gleichzeitig hohe Nährstoffmengen im Oberboden vorhanden sind und auch ein hohes Verlagerungsrisiko durch Erosionsvorgänge vorliegt, wird von einer hohen Eintragsgefährdung in Oberflächengewässer ausgegangen (TM 4).

Abb. 32: Modell „NP-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Nährstoffeintragsgefährdung von N und P in Oberflächengewässer



- NBI = N-Bilanz nach Ernte [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{N}$]
- N = N-Düngung [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{N}$]
- NBI-N = 1. Zwischenergebnis [-]
- PBI = P-Bilanz nach Ernte [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$]
- P = P-Düngung [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{P}_2\text{O}_5$]
- PBI-P = 2. Zwischenergebnis [-]
- NP = 3. Zwischenergebnis [-]
- ZEG-PV-WE = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Wassererosion (vgl. Kap. 4.1)
- ZEG-PV-NP = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Nährstoffeintrag Gewässer

4.3.3 Einflussfaktoren des Standorts

Neben den Einflussfaktoren der Landnutzung wird die Nährstoffeintragsgefährdung in Oberflächengewässer durch die Standortbedingungen beeinflusst. Der Eintrag über den Pfad Oberflächenabfluss hat insbesondere auf Standorten in Hanglagen eine große Bedeutung (MAINSTONE & PARR 2002). Die Nährstoffverlagerung durch Auswaschung ist v.a. auf durchlässigen Standorten mit geringem Grundwasserabstand und hohen Jahresniederschlägen hoch (KERSEBAUM et al. 1995). Bei P spielt in diesem Zusammenhang auch der Nährstoffversorgungsgrad des Bodens eine Rolle. So stellte RÖMER (1997) auf Sandböden eine klare Beziehung zwischen dem P-Sättigungsgrad und der P-Auswaschung bei weiterer P-Zugabe fest. Für P ist auch der pH-Wert wichtig. So sind wasserlösliche Phosphatdünger im neutralen Bereich mobiler, während nicht-wasserlösliche Phosphate im sauren Bereich leichter verlagert werden können (FINCK 1992: 77).

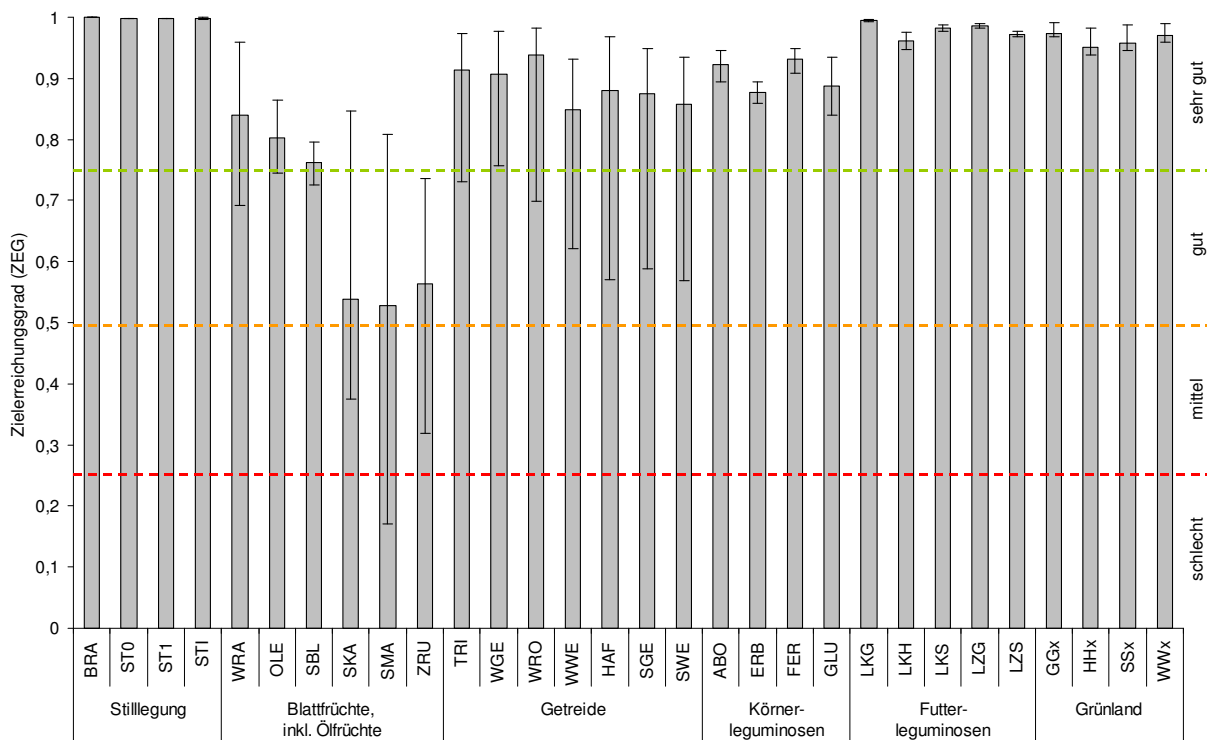
Eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren wurde für diesen Indikator nicht vorgenommen (siehe dazu Fußnote 28).

4.3.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-NP)

Abb. 33 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Alternativverfahren je Kultur. Dauer (BRA)- und Rotationsbrache (ST*) erhalten sehr gute Bewertungsergebnisse, da hier weder N noch P gedüngt wird. Am schlechtesten werden Silomais (SMA), Kartoffel (SKA) und Zuckerrübe (ZRU) eingeschätzt. Diese Kulturen erhalten auf ertragreichen Standorten hohe N- und P-Gaben. Wintergetreide wird aufgrund der besseren Bodenbedeckung über Winter etwas günstiger bewertet als Sommergetreide (vgl. FRIELINGHAUS et al. (1998: 32 f.). Ein Ausnahme stellt Winterweizen (WWE) aufgrund des vergleichsweise höheren Düngungsniveaus dar. Körner und Futterleguminosen sowie die Grünlandverfahren erzielen sehr gute Einschätzungen.

Abb. 33: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-NP aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Tab. 30 zeigt den Vergleich der Produktionssysteme „integriert“ und „organisch“ für alle Kulturen, für die sowohl integrierte als auch organische Verfahren definiert wurden.

Tab. 30: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-NP über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:				Körnerleg.:			
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,80	0,57	0,45	0,85	0,87	0,85	0,79	0,84	0,81	0,77	0,86
	Min	0,72	0,39	0,17	0,79	0,78	0,70	0,62	0,75	0,73	0,73	0,84
	Max	0,90	0,69	0,74	0,91	0,93	0,94	0,91	0,91	0,90	0,81	0,88
Org.	MW	0,86	0,53	0,62	0,94	0,94	0,96	0,90	0,89	0,90	0,87	0,91
	Min	0,69	0,38	0,42	0,73	0,76	0,79	0,71	0,57	0,59	0,57	0,88
	Max	0,96	0,85	0,81	0,97	0,98	0,98	0,93	0,97	0,95	0,93	0,93

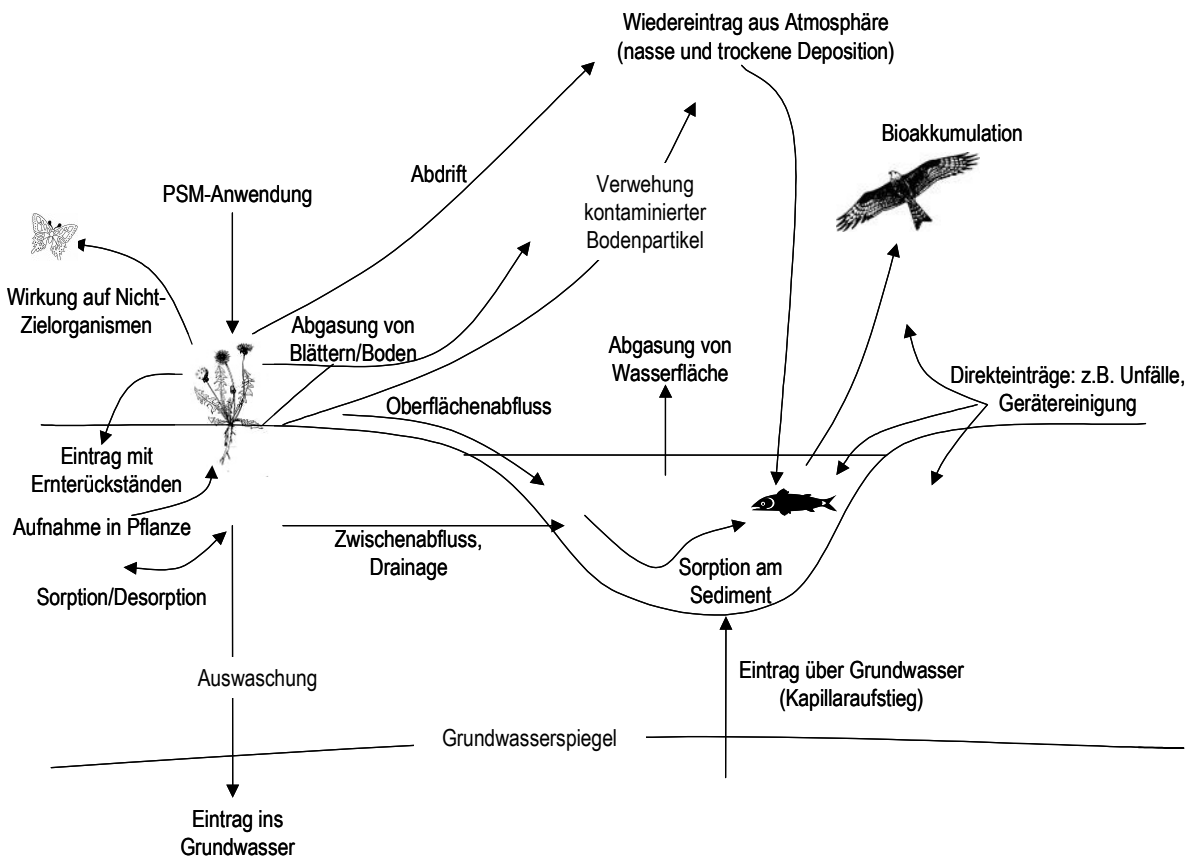
* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Für den organischen Anbau definierte Verfahren werden im Durchschnitt meistens besser bewertet, da hier keine mineralischen Dünger angewendet werden und die Nährstoffbilanzen i.d.R. weniger hoch ausfallen. Werden im organischen Landbau Wirtschaftsdünger zur Deckung des gesamten N-Bedarfs der Kultur eingesetzt, ergibt sich jedoch das Problem der P-Übersorgung, v.a. bei Verfahren, bei denen Schweinegülle ausgebracht wird (vgl. COOPERBAND & WARD GOOD 2002). Daher sind einzelne Anbauvarianten für verschiedene Kulturen im organischen Anbau sehr schlecht bewertet. So liegen bspw. für Winterraps (WRA) und Hafer (HAF) sowie verschiedene andere Getreidearten die Minimalwerte unter denen der Verfahren im integrierten Anbau.

4.4 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich des Grund- und Oberflächengewässerschutzes vor Pflanzenschutzmitteleinträgen

Pflanzenschutzmittel (PSM) können eine Gefahr für die Gesundheit des Menschen und den Naturhaushalt darstellen (SRU 2004). Viele PSM sind hoch toxisch, stehen in Verdacht, krebserregend oder hormonell wirksam zu sein, belasten Nahrungsmittel und Trinkwasser, bauen sich in der Umwelt nur langsam ab und können sich über die Nahrungskette in Organismen anreichern (SRU 2004; UBA 2000a; JAHNEL et al. 2001). Abb. 34 zeigt eine Darstellung der möglichen Eintragspfade von PSM in Grund- und Oberflächengewässer (vgl. dazu auch Box 20).

Abb. 34: Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Grund- und Oberflächengewässer (Schema)



Sie können durch stoffliche Belastung der Umweltmedien Boden (z.B. CRAVEN & HOY 2005; SIVANESAN et al. 2004), Wasser (u.a. WORRALL & BESIEN 2005; FAVA et al. 2005; SRU 2004; TSIHRINTZIS et al. 1997; GUSTAFSON 1989) und Luft (vgl. DUYZER 2003; BUEHLER et al. 2001; GILBERT 1999) zur Entwertung von natürlichen Habitaten führen und sind maßgeblich am Artenrückgang in der Agrarlandschaft beteiligt, in dem sich ihre schädigende Wirkung auch auf Nicht-Zielorganismen erstreckt (MEYER 2002; HAPEMAN et al. 2003).

Box 20: Hintergrundinformationen: Pflanzenschutzmitteleinträge in Gewässer**Wirkungen im Gewässer**

Schädigende PSM-Wirkungen im Gewässer können alle Trophiestufen (Produzenten, Konsumenten, Reduzenten) betreffen. Die Wirkungen sind dabei je nach Wirkstoffeigenschaft und Sensibilität der Organismen sehr unterschiedlich. Selbst wenn ein Organismus nur zeitweilig, d.h. in einem bestimmten Lebensstadium sensibel reagiert, kann dies eine Population empfindlich beeinträchtigen, da Wasserorganismen oft lange und komplizierte Lebenszyklen haben. Es wird in letale und subletale Wirkungen unterschieden. Durch Letalwirkungen werden große Individuenzahlen einer Population vernichtet oder sogar ganze Populationen ausgelöscht. Auf Ökosystemebene hat dies bspw. die Störung von Räuber-Beute-Beziehungen zur Folge. Als subletale Effekte wurden u.a. Wirkungen auf das Nervensystem, die Immunabwehr sowie Fortpflanzungs- und Wachstumsvorgänge festgestellt (u.a. bei Amphibien). Selbst nur kurzfristige und reversible Beeinträchtigungen können sehr problematisch sein. So stellen z.B. zeitweilig paralysierte Tiere eine leichte Beute für Prädatoren dar. Durch den wiederholten Einsatz von PSM mit der gleichen Wirkungsweise kann es auch zur Ausbildung von Resistenzen kommen.

Eintragspfade

Punktuelle Einträge finden z.B. durch Unfälle, das Mitbehandeln von Gewässerflächen, das Reinigen von Spritzgeräten in Gewässernähe oder das Ablassen der restlichen Spritzbrühe in Gewässer statt. Durch die Reinigung von Geräten auf Hofstellen gelangt PSM-haltiges Wasser über die Kanalisation in die Kläranlagen und wird von dort wieder in Oberflächengewässer eingeleitet. Pestizide können zwar durch bestimmte Techniken, wie z.B. die Nanofiltration aus Abwässern entfernt werden, dies ist aber oft uneffektiv. Diffuse Einträge, z.B. durch Abdrift, Abgasung von Oberflächen, Auswaschung, Drainagen, Zwischen- oder Oberflächenabfluss, werden als weitaus wichtigste Eintragsquelle eingeschätzt. Insbesondere der Abdrift wird eine sehr große Relevanz zugemessen. Auch Verluste durch Abgasung können erheblich sein. In die Atmosphäre gelangte PSM können mit Luftströmen über weite Strecken transportiert werden und gelangen dann mit Niederschlägen wieder auf den Boden. Auch mit kontaminierten Bodenpartikeln können PSM verweht und als trockene Deposition wieder abgelagert werden. Durch Auswaschung gelangen PSM nach der Bodenpassage ins Grundwasser. Durch laterale Wasserströme (Zwischenabfluss, Drainagen) oder kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser ist auch ein Eintrag in Oberflächengewässer möglich.

Schließlich können Pestizide auch gelöst in Wasser oder an Bodenpartikel gebunden mit dem Oberflächenabfluss transportiert werden.

Physikalisch-chemische Eigenschaften von PSM

Inwieweit PSM über die genannten Pfade weiterverbreitet werden, hängt maßgeblich von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften ab. Dazu zählen u.a. ihre Sorptionsfähigkeit bzw. Löslichkeit sowie ihre Abbaubarkeit bzw. Persistenz. Wie gefährlich sie auf einzelne Organismen wirken, wird v.a. durch ihre Toxizität und Bioakkumulierbarkeit bestimmt. Als Maß für die Sorptionsfähigkeit wird häufig der K_D -Wert herangezogen. Je höher dieser Wert, desto schneller erfolgt eine Bindung an organische Substanz, d.h. desto weniger mobil ist der Wirkstoff im Boden. Bei geringer Abbaubarkeit bzw. hoher Persistenz ist die Gefahr der Anreicherung im Boden gegeben. Für die Persistenz werden i.d.R. Halbwertszeiten ($t_{1/2}$) oder DT_{50} - bzw. DT_{90} -Werte ($DT = \text{disappearance time}$) angegeben, die den Zeitraum angeben, bis zu dem 50 % bzw. 90 % des jeweiligen Wirkstoffs abgebaut sind. Halbwertszeiten einzelner PSM können zwischen wenigen Stunden und mehreren Jahren schwanken. Der Abbau von PSM kann biologisch, d.h. in lebenden Organismen, chemisch oder photo-chemisch erfolgen. Beim Abbau von PSM können Metabolite entstehen, die toxischer sind als die Ausgangssubstanz. Die Toxizität eines PSM wird dabei immer auf einen konkreten Organismus bezogen. Es wird in akute (nach einmaliger Aufnahme) bzw. sub-akute oder chronische (mehrmalige Aufnahme über einen längeren Zeitraum) Toxizität unterschieden. Als Maß für die Toxizität werden LD_{50} - oder LC_{50} -Werte ermittelt ($LD = \text{lethal dosis}$; $LC = \text{lethal concentration}$). Sie bezeichnen diejenige Giftmenge bzw. -konzentration, die 50 % der Versuchstiere sterben lässt. Darüber hinaus werden noch NOEC-Werte bestimmt ($NOEC = \text{no observed effect concentration}$). Sie geben die höchste Konzentration an, bei der in einem längerfristigen Test kein Effekt bei den Versuchstieren beobachtet wird. Eine weitere kritische Eigenschaft von Pestiziden ist ihre Bioakkumulierbarkeit. Dies betrifft v.a. fettlösliche Substanzen, die sich im Fettgewebe von Organismen anreichern. Als Maß dient u.a. der n -Octanol-Wasser-Koeffizient ($\log K_{OW}$ -Wert). Bei Werten ab 2,7 liegt ein hohes Bioakkumulationspotenzial vor.

(nach GREULICH 2004; HAPEMAN et al. 2003; SØRENSEN et al. 2003; VAN DER BRUGGEN & VANDECASTEELE 2003; LI et al. 2002; MEYER 2002; RICE et al. 2002; JAHNEL et al. 2001; HOYER & KRATZ 2001; KISSKALT 1999; PAULI et al. 1999; BURTH et al. 1997; HEAP 1996)

Nach dem Statistischen Jahrbuch des BMVEL wurden in Deutschland 2002 etwa 34.678 t Pestizide verkauft (UBA 2004). Obwohl der Anteil sehr risikobehafteter Wirkstoffe rückläufig ist, wird davon ausgegangen, dass sich das Gefährdungspotenzial durch den PSM-Einsatz in der Landwirtschaft in den letzten zehn Jahren nicht wesentlich verbessert hat (MEYER 2002). PSM werden seit Jahren mit gleichbleibender Häufigkeit in Grund- und Oberflächengewässern festgestellt (SRU 2004). Nach der Fließgewässerstudie des UBA von 2001 sind ca. 75 % der Fließgewässer in Deutschland belastet (LIESS et al. 2001). Nach dem Bericht des LUA zur Grundwasserbeschaffenheit in Brandenburg für die Jahre 1995-2000 überstiegen bei ca. 2,6 % der Proben die festgestellten PSM-Konzentrationen die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung⁴² von $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (HANNAPPEL & JAKOBS 2002). Sowohl in Grund- als auch Oberflächengewässern werden PSM-Wirkstoffe und deren Abbauprodukte gefunden, für die bereits seit langem Anwendungsverbote bestehen (u.a. Atrazin, Simazin, Lindan, Bromacil). Dies macht deutlich, dass Belastungen über lange Zeiträume bestehen bleiben können. Vorrangig werden v.a. Herbizide und Insektizide in grenzwertüberschreitenden Konzentrationen gefunden (UBA 2003c; UBA 2000a). Obwohl PSM auch in Industrie, Verkehr oder Privathaushalten angewendet werden, ist die Anwendung in der Landwirtschaft die wichtigste Kontaminationsquelle (SRU 2004; HOYER & KRATZ 2001).

4.4.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Chemische Pflanzenschutzmittel werden in der Landwirtschaft zur Unkrautkontrolle⁴³ und zur Bekämpfung von Krankheiten und Schadorganismen eingesetzt, um quantitative und qualitative Beeinträchtigungen des Erntegutes abzuwehren (BAEUMER 1992). Die wichtigsten in der Landwirtschaft eingesetzten Mittelgruppen sind Herbizide (gegen Unkraut), Fungizide (gegen Pilzkrankheiten) und Insektizide (gegen Schadinsekten) sowie auch Wachstumsregulatoren. Weitere Mittelgruppen, wie Akarizide (gegen Milben), Nematizide (gegen Nematoden), Molluskozide (gegen Schnecken) und Rodentizide (gegen Nagetiere) sind von untergeordneter Bedeutung (HOYER & KRATZ 2001). Der Einsatz erfolgt entweder protektiv oder kurativ, d.h. vor bzw. nach Befall. Es wird zwischen Pestiziden mit selektiven, breit wirksamen oder totalem Wirkungsbereich unterschieden. Neben der Saatgutbehandlung werden PSM i.d.R. auf den unbedeckten Boden (Vorauflauf) oder in den wachsenden Pflanzenbestand (Nachauflauf) ausgebracht.

Entsprechend den Prinzipien des integrierten Pflanzenschutzes können im Vorfeld Maßnahmen der **Befallsprophylaxe** auf Betriebs- und Verfahrensebene angewendet werden, damit chemische Pflanzenschutzmaßnahmen gar nicht erst notwendig werden. Dazu zählt bspw. die Wahl konkurrenzstarker und krankheitsresistenter Sorten, mehrfeldrige Fruchtfolgen, der Anbau von Untersaaten und Zwischenfrüchten zur Unkrautunterdrückung und eine möglichst optimale Bestandesführung (BURTH et al. 1997). Kommt es trotz vorbeugender Maßnahmen zum Befall, bieten sich auch verschiedene **Alternativen zum chemischen Pflanzenschutz** an. Hier kommen

⁴² Gemäß Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2001) dürfen nicht mehr als $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ je Einzelwirkstoff bzw. $0,5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ für die Summe aller PSM-Wirkstoffe im Trinkwasser enthalten sein. Diese Grenzwerte sind nicht toxikologisch begründet, sondern es gilt das Vorsorgeprinzip (Nulltoleranz).

⁴³ Der Begriff „Unkraut“ soll hier in dem Sinne verwendet werden, dass das Wachstum dieser Pflanzen auf der jeweiligen Kulturfäche aus produktionstechnischer Sicht unerwünscht ist. Auch Kulturpflanzen selbst können zu „Unkraut“ werden, wie z.B. Ausfallgetreide in der nachfolgenden Kultur (vgl. auch Kap. 4.10).

physikalische, biologische oder bio-technische Maßnahmen in Frage. Zu den physikalischen Verfahren zählt die mechanische Unkrautkontrolle. Biologische Verfahren umfassen u.a. die Förderung oder gezielte Ausbringung von Nützlingen⁴⁴. Bio-technische Verfahren finden u.a. durch den Einsatz von Pheromonfallen bei der Bekämpfung der Wintersaateule (*Agrotis segetum*) statt. Allerdings bieten sich nicht für alle Kulturen und Schaderreger Alternativen zum chemischen Pflanzenschutz an. Auch sind diese oft mit hohen Kosten oder einer unbefriedigenden Wirksamkeit verbunden (BMVEL 2004a). Auch wenn sich der Einsatz chemischer Pflanzenschutzmaßnahmen nicht umgehen lässt, gibt es verschiedene Strategien, um Risiken abzuschwächen. So sollten bei der **Mittelwahl**, wenn möglich, selektiv wirksame und nützlingsschonende Mittel bevorzugt werden. Bei Herbiziden sind Nachauflaufherbizide der Anwendung von Voraufmitteln auf den unbedeckten Boden vorzuziehen (KOLLER 1994).

Die **Anzahl der Behandlungen** sollte auf das notwendigste Maß beschränkt werden, d.h. der PSM-Einsatz erfolgt nach dem Schadschwellenprinzip erst bei Übertreten der Schwellenwerte nach Befallskontrolle (MEYER 2002). Eine Reduzierung der Behandlungshäufigkeit wird auch gefordert, um der Ausbildung von Resistenzen gegen Einzelwirkstoffe vorzubeugen (BMVEL 2004a). Da die Kosten des PSM-Einsatzes v.a. durch die Ausbringung (Maschineneinsatz, Treibstoff, Zeitaufwand) und weniger durch die Kosten der Mittel selbst, bedingt sind (MEYER 2002), liegt eine geringe Behandlungshäufigkeit auch im wirtschaftlichen Interesse des Landwirts. Insbesondere bei Kulturen mit geringem Deckungsbeitrag oder auf Flächen mit geringerer Produktivität lohnt sich ein PSM-Einsatz nicht immer (HOYER & KRATZ 2001).

Einzelne PSM werden in sehr unterschiedlichen **Aufwandmengen** ausgebracht, die zwischen mehreren kg * ha⁻¹ bis wenigen g * ha⁻¹ schwanken können. Die Aufwandmenge ist jedoch kein aussagefähiger Indikator für die mit einer Pflanzenschutzmaßnahme verbundenen Risiken (REUS et al. 2002). Auch sehr gering dosierte Verbindungen können extrem toxisch für bestimmte Organismengruppen sein, wie z.B. das insektizide Pyretroid α -Cypermethrin für Fische und Fischnährtiere. Viele Landwirte verwenden jedoch die PSM in Aufwandmengen, die unter der empfohlenen Menge durch den Hersteller liegen (VERCH 2005; pers. Mit.) und tragen damit zur Verringerung des Umweltrisikos durch PSM-Anwendungen bei.

Eine weitere Möglichkeit, die Pestizidbelastung zu reduzieren, stellt die **Teilflächenbehandlung** dar. So sind nach GUTSCHE & GANZELMEIER (2003) mit einer Bandspritzung Einsparungen von bis zu 90 % möglich. Nach Studien von PRUEGER et al. (1999) waren die Abgasungsverluste bei einer Ganzflächenbehandlung mit Metachlor mit 22 % gegenüber einer Bandspritzung mit 6 % mehr als dreimal so hoch. Neue technische Möglichkeiten bieten sich auch durch *Precision Agriculture*⁴⁵ (BMVEL 2004a), indem z.B. nur Unkrautnester mit Herbiziden behandelt werden.

Bei der Anwendung von PSM ist außerdem auf eine möglichst **verlustmindernde Ausbringung** zu achten, die einen Pestizideintrag in Gewässer über die genannten Pfade (Abb. 34) möglichst

⁴⁴ Zum Beispiel der Einsatz von Schlupfwespen (*Trichogramma evanescens*), die bei der Bekämpfung des Maiszünslers (*Ostrinia nubilalis*) angewendet werden (FORTMANN 1993: 173 ff.).

⁴⁵ Unter den Begriff „Precision Agriculture“ fasst man satellitengestützte Arbeitsverfahren zur standortdifferenzierten Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen zusammen (http://en.wikipedia.org/wiki/Precision_agriculture).

minimiert. Bei Benutzung abdriftmindernder Pflanzenschutzgeräte mit Spezialdüsen lassen sich in Abhängigkeit von Tröpfchendurchmesser, Zielflächenabstand, Fahrgeschwindigkeit und Spritzdruck Abdriftminderungen zwischen 50-90 % erreichen (GUTSCHE & GANZELMEIER 2003). Der Ausbringungszeitpunkt ist so zu wählen, dass die Witterungsbedingungen möglichst optimal sind, d.h. keine Ausbringung bei drohendem Niederschlag (Abwaschung PSM-betzter Flächen), hohen Temperaturen (hohe Abgasungsverluste) oder hohen Windgeschwindigkeiten (hohe Abdriftverluste). Abstandsauflagen und Anwendungsbeschränkungen sind einzuhalten.

4.4.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Für die Bewertung der Produktionsverfahren wurden die Herbizid-, Insektizid-, Fungizidanwendungen sowie die Ausbringung von Wachstumsregulatoren berücksichtigt. Dazu wurde je Mittelgruppe ein sogenannter Behandlungsindex (BI) nach ROßBERG et al. (2002: 11 ff.) berechnet⁴⁶, der auch im Rahmen des Reduktionsprogramms chemischer Pflanzenschutz als Indikator für die Pflanzenschutzmittelintensität Verwendung findet (BMVEL 2004a). In die Berechnung des BI gehen die Anzahl der je Anwendung ausgebrachten Wirkstoffe unter Berücksichtigung von reduzierten Aufwandmengen und Teilflächenbehandlungen ein.

Tab. 31: Kriterien zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Pflanzenschutzmitteleintragsgefährdung in Grund- und Oberflächengewässer

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	Behandlungsindex Herbizide [-]	BIH
2	Behandlungsindex Insektizide [-]	BII
3	Behandlungsindex Fungizide [-]	BIF
4	Behandlungsindex Wachstumsregulatoren [-]	BIW

Die Berechnung der **Behandlungsindizes (BI*)** erfolgt nach folgender Formel:

$$BI = \sum AP * AR * BF \tag{19}$$

mit:

BI = Behandlungsindex je Produktionsverfahren

AP = Anzahl der je Anwendung ausgebrachten Pflanzenschutzmittelpreparate

AR = Applikationsrate (tatsächliche Aufwandmenge im Verhältnis zu der vom Hersteller empfohlenen Aufwandmenge)

BF = Behandelte Fläche (z.B. 1 = 100 %; 0,5 = 50 %)

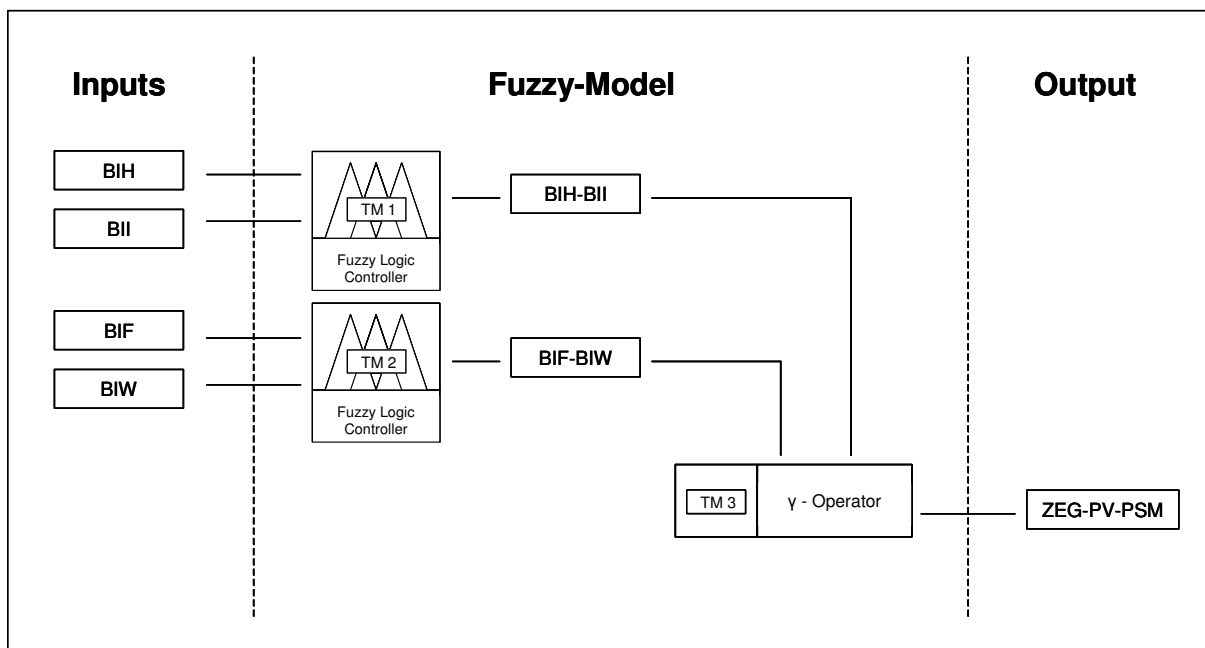
Der Behandlungsindex wurde für Herbizid- (**BIH**), Insektizid- (**BII**), Fungizid- (**BIF**) und Wachstumsregulatorenanwendungen (**BIW**) getrennt bestimmt (Tab. 31). Die Applikationsrate ist i.d.R. gleich 1, da bei den Produktionsverfahren in MODAM eine Aufwandmenge in Höhe der vom

⁴⁶ Die Methodik zur Berechnung des Behandlungsindex wurde im Rahmen des NEPTUN-Projektes erarbeitet (NEPTUN = Netzwerk zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen Naturräumen Deutschlands). Das Projekt ist eine Kooperation zwischen dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) und den einzelnen Bundesländern (vgl. ROßBERG et al. 2002; BMVEL 2004).

Hersteller empfohlenen Dosis veranschlagt wurde. Teilflächenbehandlungen werden in MODAM z.B. für Bandspritzungen oder für die Behandlung von „Unkrautnestern“ realisiert. Auch Behandlungen, die im Durchschnitt nicht jedes Jahr durchgeführt werden, werden als Teilflächenbehandlung interpretiert. Zum Beispiel eine Fungizidbehandlung, die im Durchschnitt nur alle drei Jahre durchgeführt werden muss, wird als Teilflächenbehandlung auf ein Drittel der Fläche codiert.

Abb. 35 stellt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Eintragsgefährdung von Pflanzenschutzmitteln in Grund- und Oberflächengewässern dar. Eine Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 6.

Abb. 35: Modell „PSM-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der PSM-Eintragsgefährdung in Grund- und Oberflächengewässer



- BIH = Behandlungsindex Herbizide [-]
- BII = Behandlungsindex Insektizide [-]
- BIH-BII = 1. Zwischenergebnis [-]
- BIF = Behandlungsindex Fungizide [-]
- BIW = Behandlungsindex Wachstumsregulatoren [-]
- BIF-BIW = 2. Zwischenergebnis [-]
- ZEG-PV-PSM = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren PSM-Eintrag Grund-/Oberflächengewässer

Die Inputs BIH und BII werden in TM 1 verarbeitet. Entsprechend erfolgt die Verarbeitung der Eingangsvariablen BIF und BIW in TM 2. Die Zwischenergebnisse aus TM 1 und 2 werden mit einem gewichteten γ -Operator in TM 3 verrechnet.

4.4.3 Einflussfaktoren des Standorts

Wie bereits erläutert (vgl. Box 20), können auch die Bedingungen am Standort die Verbreitung von Pestiziden in der Umwelt beeinflussen (HAPEMAN et al. 2003). So wird die Abdrift und Abgasung stark durch die klimatischen Bedingungen und Witterungsverhältnisse während der Applikation beeinflusst und kann an Standorten in windexponierter Lage sehr viel höher sein als an

windgeschützten Standorten. Auch das Ausmaß der Verlagerung von PSM durch Auswaschung ist witterungsabhängig und auf Standorten mit hohen Jahresniederschlägen höher. Weiterhin haben hier auch die Bodeneigenschaften einen großen Einfluss. Bei wasserlöslichen PSM ist die Auswaschung auf sorptionsschwachen, leicht durchlässigen Böden besonders hoch, während bei Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz die Gefahr einer Anreicherung von PSM im Boden höher ist. Die Sorption wird zusätzlich durch den pH-Wert und die Bodenfeuchte beeinflusst. Die Eintragsgefährdung ins Grundwasser steigt mit sinkendem Grundwasserflurabstand (HAPEMAN et al. 2003). Die Verlagerung pestizidbelasteten Wassers über Drainagesysteme spielt ebenfalls eine Rolle (BACH et al. 2000). Die Gefahr von Abschwemmungen durch Oberflächenabfluss ist insbesondere in Hanglagen und bei verdichteten Böden gegeben (HOYER & KRATZ 2001).

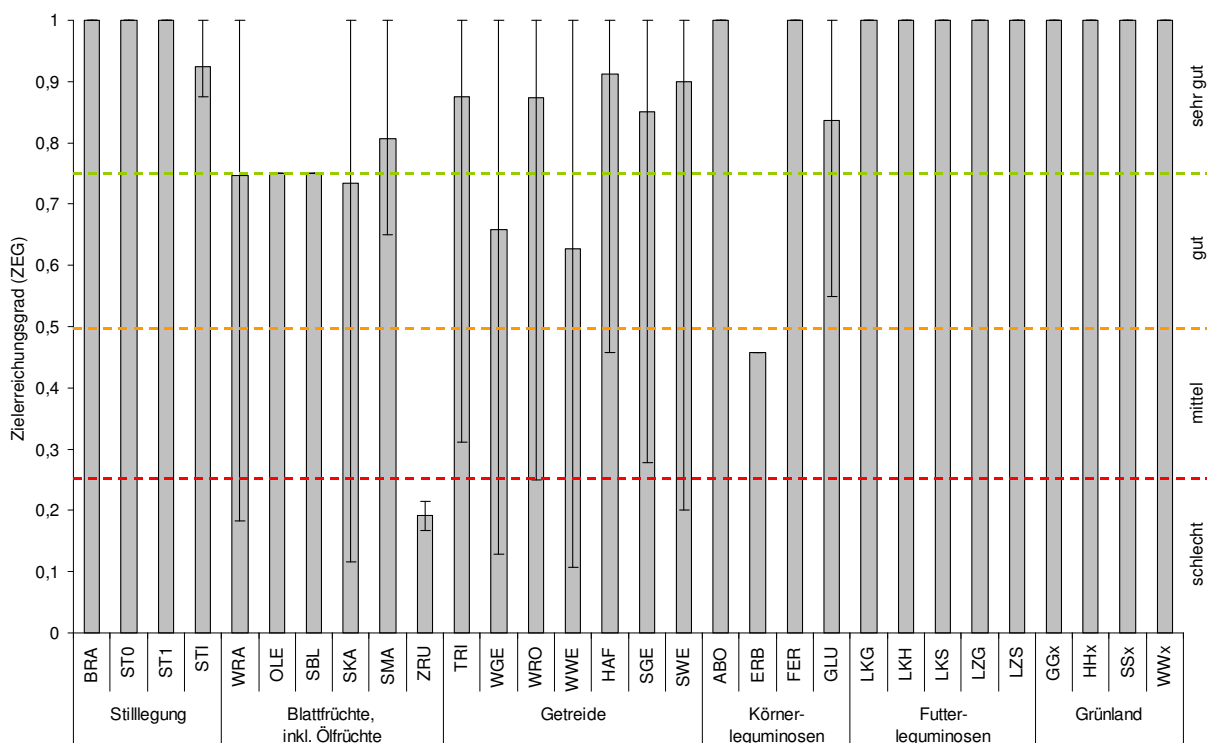
Eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren wurde für diesen Indikator nicht durchgeführt (siehe dazu Fußnote 28).

4.4.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-PSM)

Abb. 36 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Produktionsverfahren, die als Anbaualternativen je Kultur im Modell definiert wurden.

Abb. 36: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-PSM aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

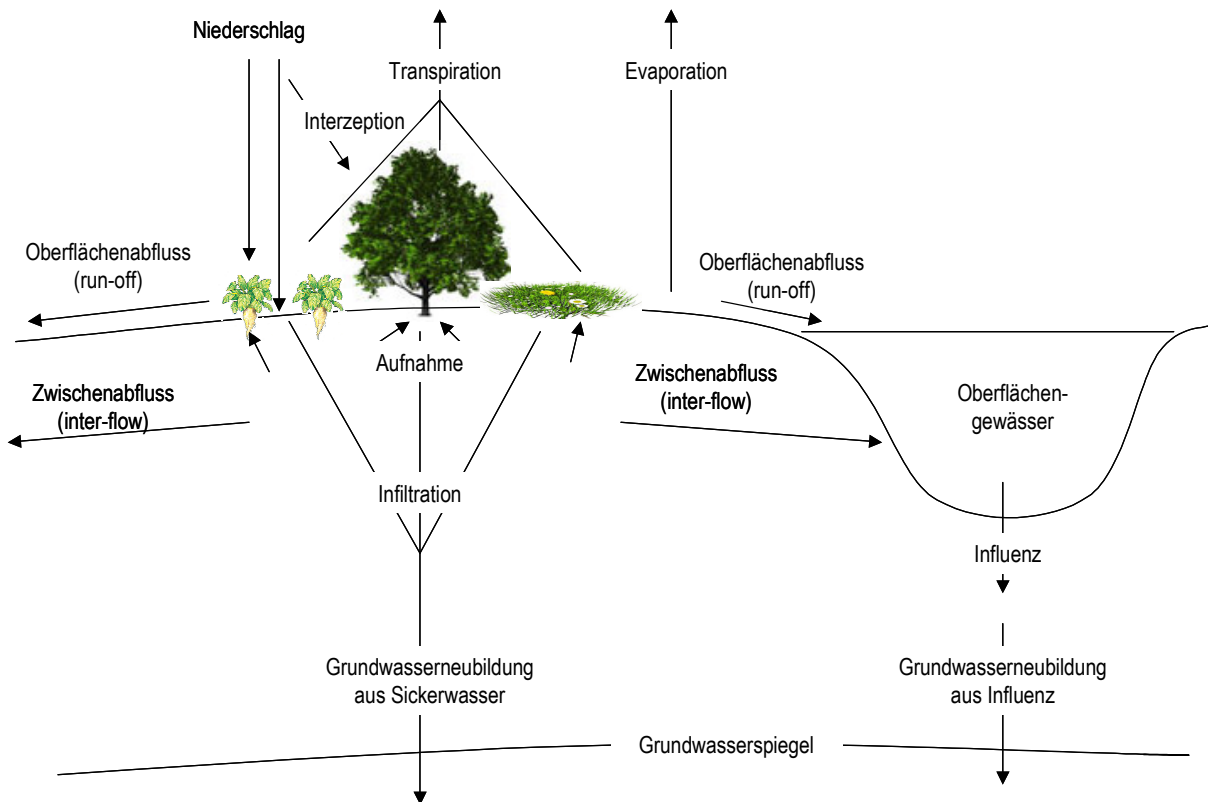
Da im ökologischen Landbau auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln generell verzichtet wird, sind alle Kulturen, für die ausschließlich ökologische Verfahren im Modell definiert sind, wie Ackerbohnen (ABO), Futtererbsen (FER), Luzerne-Kleegras (LKG, LKH, LKS) sowie die Stilllegungsvarianten für den Ökoanbau (ST0, ST1) generell mit einem Zielerreichungsgrad von 1 bewertet. Dies gilt auch für Brache, Luzernegras und alle Grünlandverfahren, bei denen ebenfalls keine PSM angewendet werden. Für einige Stilllegungsvarianten im integrierten Anbau (STI) ist eine Teilflächenbehandlung mit Herbiziden zur Bekämpfung von Unkrautnestern vorgesehen, daher liegen die Werte etwas unter denen für die organischen Stilllegungsvarianten, insgesamt schneiden diese Verfahren aber ebenfalls sehr gut ab. Mit bis zu vier (davon drei ganzflächigen) Herbizid- und einer (ganzflächigen) Insektizidanwendung sind die Zuckerrüben (ZRU) insgesamt am schlechtesten bewertet. Sehr geringe Zielerreichungsgrade werden auch für Einzelverfahren für Speisekartoffel (SKA), Winterweizen (WWE), Winterraps (WRA) und Wintergerste (WGE) berechnet. Die höchste Schwankungsbreite ergibt sich dabei u.a. bei Kartoffeln. Während die Varianten im organischen Landbau einen ZEG von 1 erreichen, erhalten einige integrierte Verfahren mit bis zu fünf ganzflächigen Fungizidbehandlungen (gegen Phytophthora), drei Herbizidapplikationen und drei Fungizidteilflächenbehandlungen insgesamt sehr schlechte Zielerreichungsgrade.

Im Hinblick auf die Aussagefähigkeit der berechneten Behandlungsindizes muss noch erwähnt werden, dass diese ausschließlich quantitative Aspekte einbeziehen (vgl. REUS et al. 2002). Dazu zählen eine geringere Behandlungshäufigkeit, verringerte Aufwandmengen sowie Teilflächenbehandlungen (vgl. dazu HOYER & KRATZ 2001). Qualitative Aspekte, wie chemisch-physikalische Eigenschaften, Toxizität, Bioakkumulierbarkeit, Persistenz oder Mobilität werden nicht berücksichtigt (vgl. SATTLER et al. 2007). Allerdings sind die Behandlungsindizes als Indikator bei weitem aussagefähiger als die eingesetzte Mittelmenge je Verfahren, da der BI mögliche Strategien in der Landwirtschaft reflektiert, die auf eine Verringerung der Pflanzenschutzmittelintensität abzielen (vgl. ROßBERG et al. 2002).

4.5 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Gewährleistung einer möglichst hohen Grundwasserneubildung

Unter Grundwasserneubildung (vgl. Abb. 37, Box 21) versteht man nach DIN 4049-3 des Deutschen Instituts für Normung den Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser (NLWKN 2005). Grundwasserneubildung findet v.a. auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen statt, wobei die Neubildungsrate unter landwirtschaftlichen Flächen höher ist (MEISSNER et al. 1998). Die Grundwasserneubildungsrate wird durch die Niederschlagsmenge als Eintragsgröße, die aktuelle Evapotranspiration sowie den Oberflächen- und Zwischenabfluss als Austragsgrößen bestimmt (vgl. GLUGLA & MÜLLER 1997; zit. in DIGITALER UMWELTATLAS BERLIN 2003).

Abb. 37: Prozess der Grundwasserneubildung



In Brandenburg ist die Grundwasserneubildung aufgrund der geringen jährlichen Niederschlagsmengen eher gering (MUNR 1998). Die Sickerwassermenge liegt zwischen 50 und maximal 200 mm im Jahr (BACH et al. 2000). Bei nicht ausreichender Grundwasserneubildung kann es langfristig zur Absenkung des Grundwasserspiegels kommen. Das hydrologische Grundwassermessnetz in Brandenburg zeigt, dass für drei der vier Messstellen in den Neubildungsgebieten eine Absenkung des Grundwasserstandes von etwa einem Meter festzustellen ist (LUA 2002b). Grundwasser ist zudem die wichtigste Ressource für die Trinkwassergewinnung. In Deutschland werden ca. 70 % des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen (MEISSNER et al. 1998).

Box 21: Hintergrundinformationen: Grundwasserneubildung

Wie in Abb. 37 abgebildet, stellt die Niederschlagsmenge die wichtigste Eintragsgröße für die Grundwasserneubildung dar. Das Niederschlagswasser trifft auf den Boden bzw. die Vegetationsdecke auf. Ein Teil des Niederschlagswassers wird von den Pflanzen direkt über die Blattoberfläche aufgenommen (Interzeption). Ein weiterer Anteil kann, insbesondere auf hängigem Gelände, durch Oberflächenabfluss (run-off) oberirdisch verlagert werden bzw. verdunstet von Boden-, Wasser- oder Pflanzenoberflächen (Evaporation). Der Rest wird in Boden infiltriert. Dort kann wiederum Wasser über die laterale Verlagerung mit dem Zwischenabfluss (inter-flow) verloren gehen.

Ein weiterer Anteil wird über die Wurzeln in die Pflanze aufgenommen und gelangt durch Transpiration wieder in Atmosphäre. Der restliche Anteil wird als Sickerwasser ins Grundwasser eingetragen. Zusätzlich kann auch Wasser durch Zusickerung aus Oberflächengewässern (Influenz) ins Grundwasser gelangen.

Grundwasserneubildung findet v.a. im hydrologischen Winterhalbjahr statt und ist im Sommerhalbjahr wesentlich geringer, da es durch die Biomasseproduktion und höheren Temperaturen zu stärkeren Verlusten durch Evapotranspiration und Interzeption kommt. (zusammengestellt nach NLWKN 2005 und REICHERT 2000).

4.5.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Wichtigster Einflussfaktor der Landnutzung ist die **Bodenbedeckung** durch die Vegetation (vgl. MEYER-AURICH 2001; REICHERT 2000). Dabei spielen zwei Aspekte eine Rolle: zum einen, wie lange es zeitlich dauert, bis der Bestand nach Aussaat schließt und zum anderen wie vollständig der Bestand dann den Boden tatsächlich bedeckt. So ist nach REICHERT (2000) die Grundwasserneubildung unter Ackerland generell höher als unter Grünland, da Grünland gegenüber Ackerland eine ganzjährige und nahezu flächendeckende Vegetationsdecke aufweist. Interzeptions- und Transpirationsverluste entstehen so über das ganze Jahr hinweg. Bei nicht vorhandener Bodenbedeckung (Schwarzbrachen) oder nur sehr unvollständiger Bodenbedeckung und zusätzlich langsamer Vegetationsentwicklung, wie bei vielen Hackfrüchten (z.B. Zuckerrüben) hingegen sind deutlich höhere Versickerungsraten festzustellen REICHERT (2000). Je länger die Phasen mit Bodenbedeckung und je vollständiger die Bodenbedeckung durch die Vegetation ist, desto größer sind i.d.R. auch die Wasserverluste durch Transpiration und Interzeption, d.h. um so geringer sind Infiltration und Versickerung und damit auch die Grundwasserneubildung. Einfluss nimmt hier auch das Durchwurzelungsvermögen der einzelnen Kulturen. Tiefwurzelnde Pflanzen können auf ein größeres Bodenwasserangebot zurückgreifen, wodurch sich die Verluste durch Transpiration erhöhen (WALKER ET AL. 2002; HOLZMANN 1996).

Einen weiteren Einfluss hat die **Anbauweise** der Ackerkulturen. Anbauweisen mit Untersaaten oder Zwischenfrüchten zielen darauf ab, den Bodenbedeckungsgrad zu erhöhen bzw. Phasen ohne Bodenbedeckung zu verkürzen. Dadurch ist von verringerten Infiltrations- und Versickerungsraten und damit auch einer geringeren Grundwasserneubildungsrate auszugehen (vgl. MEYER-AURICH 2001).

Auch die **Bodenbearbeitung** ist eine wichtige Einflussgröße (REICHERT 2000). So kann sie einerseits zu Bodenverdichtungen führen, insbesondere wenn sie mit schweren Maschinen in nassen Zeiträumen durchgeführt wird. Vor allem in den Fahrspuren kommt es zu Verdichtungen, weshalb die Infiltration und vertikale Verlagerung in vielbefahrenen Fahrspuren wesentlich geringer sein

kann (BARGAR et al. 1999). Grund hierfür ist, dass der Anteil der Grobporen bei häufiger Überfahung reduziert wird. Andererseits kann Bodenbearbeitung bei flächiger Bodenlockerung aber auch wieder eine Erhöhung des Porenvolumens bewirken und damit zuvor entstandene Verdichtungen wieder beseitigen helfen. Hinzu kommt, dass bei ganzflächigem Einsatz von Bodenbearbeitungsmaßnahmen (z.B. Pflügen, Schwergrubbern) zeitweise der Boden völlig ohne Bedeckung ist und dadurch das Niederschlagswasser ungehindert in den Boden infiltrieren kann.

4.5.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Für die Bewertung der Produktionsverfahren wurden die folgenden Bewertungsparameter herangezogen (Tab. 32).

Tab. 32: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Gewährleistung einer möglichst hohen Grundwasserneubildung

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	<u>Bodenbedeckung</u> <u>Grundwasserneubildung</u> [-]	BG-GW
2	<u>Anbauweise</u> <u>Grundwasserneubildung</u> [-]	AW-GW
3	Anzahl der <u>mechanischen</u> <u>Bodenbearbeitungsmaßnahmen</u> [n]	MBB

Für die Einschätzung der **Bodenbedeckung (BG-GW)** durch die Vegetation wurde ein Klassifizierungssystem nach (FRIELINGHAUS et al. 1998) herangezogen, das einzelne Kulturen zum einen nach der Geschwindigkeit der Pflanzenentwicklung und zum anderen nach der Bodenbedeckung⁴⁷ gemäß ihrer Standraumverteilung beurteilt (vgl. FRIELINGHAUS et al. (1998: 32 f.). Beide Parameter wurden durch Mittelwertbildung zu einem Parameter verrechnet, der sowohl die zeitliche Vegetationsentwicklung als auch die kulturspezifische Vegetationsstruktur und Standraumverteilung berücksichtigt. Je langsamer die Bestandesentwicklung erfolgt, d.h. je länger die Phase bis der Bestand eine geschlossene Pflanzendecke ausbildet, und je geringer die Bodenbedeckung bedingt durch die Vegetationsstruktur, desto geringer werden die Verluste durch Interzeption und Transpiration eingeschätzt und umso höhere Infiltrations- und Versickerungsrate für diese Kultur unterstellt, woraus auch eine höhere Grundwasserneubildung resultiert.

In der Bewertung der **Anbauweise (AW-GW)** wurden Verfahren mit Untersaaten und Zwischenfrüchten hinsichtlich ihres Beitrages zur Grundwasserneubildung als schlecht eingeschätzt. Die Einschätzung erfolgte gemäß Tab. 33, in Abhängigkeit davon, ob es sich bei der Kultur um eine Sommerung, Winterung oder eine mehrjährige Kultur handelt. Da die Grundwasserneubildung v.a. im Winterhalbjahr stattfindet, sind Sommerungen als günstiger hinsichtlich der Grundwasserneubildung einzuschätzen als Winterungen (vgl. MEYER-AURICH 2001). Mehrjährige Anbausysteme (z.B. mehrjähriger Futterbau, Grünland) werden als generell ungünstig eingestuft.

⁴⁷ Andere Möglichkeiten, die Bodenbedeckung anzugeben, sind der Bedeckungsgrad durch die Vegetation, der die prozentuale von Blättern überdeckte Fläche des Bodens angibt oder der Blattflächenindex (LAI – leaf area index), ein dimensionsloser Index, der das Verhältnis der gesamten Blattfläche des Bestandes zur bestanden Grundfläche anzeigt (vgl. WALKER et al. 2002; KNORR & WEISE 2000).

Tab. 33: Bewertung der Anbauweise für die Grundwasserneubildung

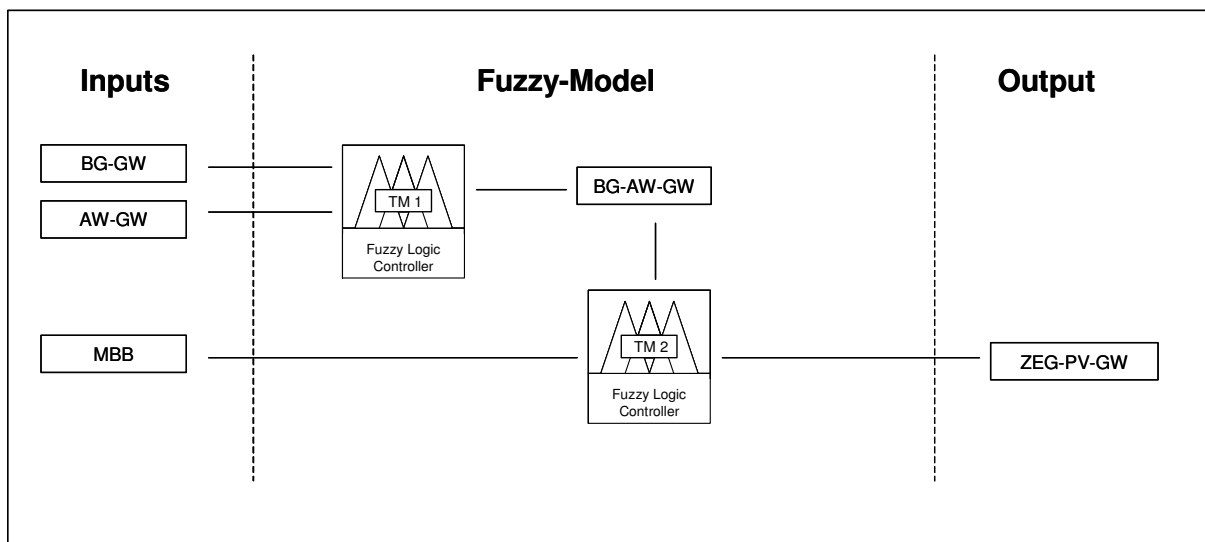
Anbauweise	Bewertung*
Mehrfährige Kultur, Grünland	0,2
Winterung, mit Zwischenfrucht oder Untersaat	0,3
Winterung, ohne Zwischenfrucht oder Untersaat	0,5
Sommerung, mit Zwischenfrucht oder Untersaat	0,7
Sommerung, ohne Zwischenfrucht oder Untersaat	1

*0 = ungünstig; 1 = günstig

As zusätzliches Kriterium wird die Anzahl aller **mechanischen Bodenbearbeitungsmaßnahmen (MBB)** zur mechanischen Bodenlockerung und Unkrautbeseitigung je Verfahren berücksichtigt, da durch diese Maßnahmen die Infiltration in den Boden erhöht werden kann. Zum einen geschieht dies durch die Erhöhung des Grobporenanteils und zum anderen durch die Beseitigung der Begleitvegetation. In die Berechnung fließt ein, ob die Bearbeitungsmaßnahmen ganzflächig bzw. teilflächig durchgeführt werden.

Abb. 38 zeigt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihres Beitrages zur Grundwasserneubildung. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 7. Die Eingangsvariablen BG-GW und AW-GW werden im TM 1 verarbeitet und liefern das erste Zwischenergebnis. Dieses wird mit der Eingangsvariablen MBB im TM 2 zum Endergebnis verrechnet.

Abb. 38: Modell „GW-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Grundwasserneubildung



- BG-GW = Bewertete Bodenbedeckung Grundwasserneubildung [-]
- AW-GW = Bewertete Anbauweise Grundwasserneubildung [-]
- BG-AW-GW = 1. Zwischenergebnis [-]
- MBB = Anzahl mechanischer Bodenbearbeitungsmaßnahmen [n]
- ZEG-PV-GW = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Grundwasserneubildung [-]

4.5.3 Einflussfaktoren des Standorts

Neben den Einflussparametern der landwirtschaftlichen Flächennutzung wird die Grundwasserneubildung auch maßgeblich durch die Einflussfaktoren am Standort beeinflusst (BASTIAN & RÖDER 1999). Sehr wichtig sind pedologische Parameter, wie die Bodenart. Diese beeinflusst u.a. die Durchlässigkeit sowie die Feldkapazität des Bodens. So ist die Versickerung insbesondere auf Sandböden mit hoher Durchlässigkeit und geringer Feldkapazität sehr hoch. Weitere Faktoren sind u.a. die Mächtigkeit des Bodens und der Gesteinsschicht, welche die Länge des Sickerweges bis zum Grundwasserleiter bestimmen. Auch klimatische Faktoren, wie die vorherrschenden Durchschnittstemperaturen, die relative Luftfeuchte, die Strahlungs- und Windverhältnisse am Standort, die vor allem die Evapotranspiration bestimmen, nehmen Einfluss. Schließlich spielen noch geographisch-morphologische Parameter eine Rolle: Bei starker Hangneigung ist mit hohen Wasserverlusten durch Oberflächen- und Zwischenabfluss zu rechnen (GEHLERT 2003).

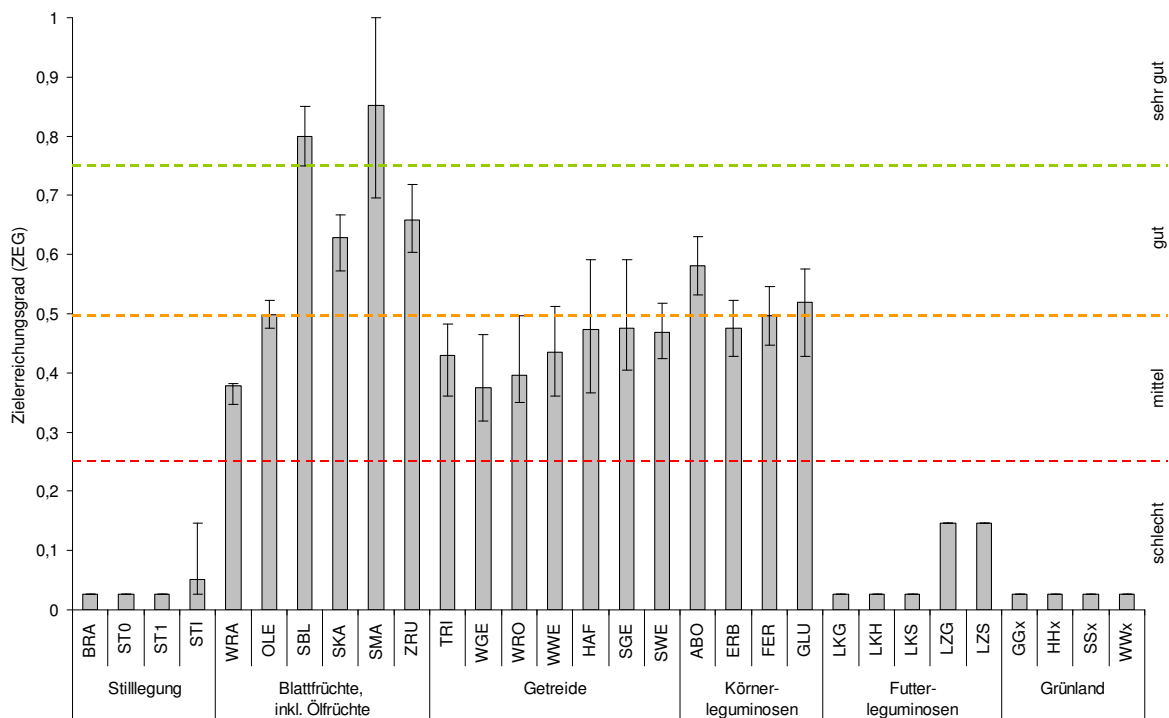
Eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren wurde für diesen Indikator nicht durchgeführt (siehe dazu Fußnote 28).

4.5.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-GW)

Abb. 39 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Alternativverfahren je Kultur.

Abb. 39: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-GW aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Gemäß den formulierten Regeln schneiden aufgrund der guten Bodenbedeckung im Durchschnitt die Grünlandverfahren (**x), der mehrjährige Futterbau im organischen Landbau (LK*) sowie die Stilllegungsvarianten am schlechtesten ab. Für die Stilllegungsvarianten im integrierten Anbau (STI) ergibt sich ein geringfügig höherer Wert, da es auch selbstbegrünte Varianten gibt. Luzerne-Kleegras (LZ*) im integrierten Anbau bekommt etwas bessere Einschätzungen, da hier die Bodenbearbeitung intensiver ist. Die besten Ergebnisse werden für die Reihenkulturen erzielt. Insbesondere für Silomais (SMA), Sonnenblume (SBL), Zuckerrübe (ZRU) und Speisekartoffel (SKA) werden hohe Zielerreichungsgrade kalkuliert. Die höchste Variation zwischen den einzelnen Anbauvarianten gibt es bei Silomais, Hafer (HAF) und Sommergerste (SGE). Die schlechteren Werte erhalten gemäß den Bewertungsregeln die Anbauvarianten mit Zwischenfruchtanbau und Untersaaten. Sommerungen werden im Durchschnitt immer besser bewertet als Winterungen (z.B. SGE > WGE und SWE > WWE).

Der Vergleich aller Anbauvarianten je Kultur im integrierten bzw. organischen Anbau zeigt, dass die organischen Verfahren im Durchschnitt besser abschneiden. Dies ist insbesondere auf die höhere Anzahl von Bearbeitungsgängen zur flächigen Bodenlockerung bzw. mechanischen Unkrautkontrolle zurückzuführen.

Tab. 34: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-GW über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:				Körnerleg.:			
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,37	0,63	0,77	0,39	0,33	0,37	0,39	0,43	0,45	0,46	0,48
	Min	0,35	0,57	0,70	0,36	0,32	0,35	0,36	0,41	0,41	0,46	0,43
	Max	0,38	0,67	0,80	0,40	0,35	0,37	0,40	0,46	0,48	0,46	0,52
Org.	MW	0,38	0,63	0,95	0,44	0,41	0,40	0,47	0,48	0,48	0,47	0,55
	Min	0,38	0,57	0,90	0,42	0,40	0,37	0,45	0,37	0,41	0,42	0,53
	Max	0,38	0,67	1,00	0,48	0,46	0,50	0,51	0,59	0,59	0,52	0,58

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Die Bewertung ist stark an MEYER-AURICH (2001) angelehnt und kommt zu ähnlichen Einschätzungen. Auch von ihm werden Sommerungen als günstiger eingeschätzt als Winterungen und der mehrjährige Futterbau sowie Grünlandverfahren erhalten schlechte Einstufungen.

4.6 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Rotbauchunke

Die Gefährdung von Amphibien ist vielfach dokumentiert. So berichten HOULAHAN et al. (2000) von einem rapiden Rückgang auf globaler Ebene, beginnend mit dem Ende der 50er Jahre bis heute. BÖHME (1999: 6) spricht von einem „nahezu katastrophalen“ Rückgang des Amphibienbestandes seit „längerer Zeit“ im nördlichen Mitteleuropa. Auch für Deutschland ist in den letzten 100 Jahren ein erheblicher Bestandesrückgang bei Amphibien zu verzeichnen (LUA 2002a). Derzeit stehen von den insgesamt 21 in Deutschland vorkommenden Amphibienarten mehr als die Hälfte auf der Roten Liste (BFN 2002). Im Land Brandenburg wurden von den insgesamt 14 heimischen Amphibienarten zwölf Arten in die Rote Liste aufgenommen, darunter auch die Rotbauchunke (*Bombina bombina*), die unter Kategorie 1 als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft ist (ANONYM 2004). Die Uckermark ist eine der letzten „Hochburgen“ dieser Art in Deutschland (SCHNEEWEIß & SCHNEIDER 2003: 85). Neben anderen Gefährdungsursachen wie z.B. durch klimatische Veränderungen oder die Verdichtung des Verkehrsnetzes wird für den Amphibienrückgang in Deutschland v.a. die Intensivierung in der Landwirtschaft als Ursache angeführt (SCHNEEWEIß & SCHNEIDER 2003; LUA 2002a; HAMEL 1999; BISHOP et al. 1999; BERGER et al. 1997; WILKENS 1979).

Box 22: Hintergrundinformationen: Rotbauchunke (*Bombina bombina*)

Biologie der Rotbauchunke

Das Verbreitungsgebiet der Rotbauchunke liegt in Mittel- und Osteuropa und erstreckt sich bis nach Südkandinavien. Die Rotbauchunke ist auf ihrer Oberseite bräunlich gefärbt, während die Unterseite rote Flecken zeigt. Bei Gefahr wird der Körper so aufgewölbt, dass die farbige Unterseite sichtbar wird. Diese Verhaltensweise wird als sogenannter „Unkenreflex“ bezeichnet. Ausgewachsene Tiere erreichen eine Länge von etwa 45-50 mm. Die Rotbauchunke ist sowohl tag- als auch nachtaktiv. Als Nahrung dienen ihr vor allem Kleinlebewesen, darunter hauptsächlich Insekten, aber auch Würmer und Schnecken.

Während der Laichperiode von Mitte April bis Juli legen die Weibchen ihre Eier in flachen, sonnenexponierten Gewässern oder überschwemmtem Grasland ab. Die Larvenentwicklung dauert in Abhängigkeit von Temperatur und Nahrungsangebot ca. 1,5-3 Monate und vollzieht sich im Wasser. Zum Überwintern suchen die Unken geeignete Landlebensräume auf und graben sich in die Erde ein. Beim Wechsel zwischen den aquatischen Vermehrungshabitaten und den

terrestrischen Überwinterungshabitaten müssen die Tiere z.T. weite Strecken über Ackerflächen wandern. Bei der Migration gibt es zwei Maxima: Die Adulten wandern im Frühjahr aus den terrestrischen Winterhabitaten zu ihren Laichgewässern und im Spätsommer oder Herbst verlässt eine große Anzahl an Jungtieren die Laichgewässer und sucht wieder geeignete Landhabitats für die Überwinterung auf. Während die Einwanderung sich i.Allg. über 2-3 Monate hinzieht, erstreckt sich die Abwanderung meistens über einen längeren Zeitraum von 4-5 Monaten. Die Wanderung wird durch Temperatur und Luftfeuchte ausgelöst und der Beginn und die Dauer kann von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen. Beginnt die Wanderung früh im Jahr, ist im Allg. mit längeren Wanderungszeiträumen zu rechnen. Je später im Jahr desto „geballter“ erfolgt die Wanderung und kann im Extremfall in nur wenigen Tagen erfolgen.

(zusammengestellt nach SCHNEEWEIß & SCHNEIDER 2003; LUA 2002a, DÜRR et al. 1999, STOEGER & SCHNEEWEIß 1999, BERGER et al. 1997, BERGER & KRETSCHMER 1997 und ZAHRADNIK & CIHAR 1996)

4.6.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Bedingt durch den dichotomen Lebenszyklus sind Amphibien sowohl auf das Vorhandensein von geeigneten Wasser- als auch Landlebensräumen angewiesen, zwischen denen sie jahreszeitabhängig wechseln. Viele **Wasserlebensräume** wurden jedoch z.T. entwässert, verschüttet oder völlig beseitigt (LUA 2002a; HAMEL 1999). So stellten FRIELINGHAUS & HEIM (1998) sowie KALETTKA (1996) durch Kartenvergleich in Ostdeutschland z.T. Kleingewässerverluste von bis zu 40 % seit dem 2. Weltkrieg fest (zit. in HAMEL 1999). Auch durch Flurbereinungsverfahren wurde der Bestand an Gewässern in der Agrarlandschaft verringert. Viele in den Ackerschlägen gelegene Kleingewässer werden zudem oft bis an den Gewässerrand bewirtschaftet. Es kommt zum Eintrag von Bodenmaterial durch Erosionsvorgänge (HAMEL 1999) und zur Belastung mit Dünge- und Pflanzenschutzmitteln (LUA 2002a; BERGER et al. 1997), was zur drastischen Verringerung der Gewässerqualität führen kann. Amphibien reagieren sehr empfindlich auf chemische Veränderungen in den Laichgewässern (BÖHME 1999). Insbesondere die aquatischen Metamorphosestadien der Amphibien (Ei- und Larvenstadium) sind gegenüber Umweltkontaminanten sehr sensitiv (HARFENIST et al. 1989; DE SOLLA et al. 2002b). Auch **Landlebensräume**, wie z.B. Gehölzinseln und -säume wurden durch Vergrößerung von Schlägen und Ausräumung der Landschaft beseitigt oder sind durch Nährstoffe und Pestizide belastet. Durch die fortschreitende Fragmentierung der Lebensräume sind Amphibienpopulationen auch durch **genetische Isolation** gefährdet, was i.d.R. zu einer Minderung der Vitalität der Populationen führt (SCHNEEWEIB & SCHNEIDER 2003; WILKENS 1979).

Aber nicht nur durch die Beseitigung und Belastung von Kleingewässern oder Gehölzinseln und -streifen sind Amphibien gefährdet. Denn beim Wechsel zwischen aquatischem und terrestrischem Teillebensraum müssen sie z.T. erhebliche Distanzen über die **Ackerflächen** hinweg überwinden (SCHNEEWEIB & SCHNEEWEIB 1999). Treffen Wanderungszeiträume und landwirtschaftliche Bearbeitungstermine räumlich und zeitlich zusammen, können die Tiere durch kritische Bewirtschaftungsmaßnahmen stark beeinträchtigt, verletzt oder getötet werden (STOEFER & SCHNEEWEIB 1999).

Untersuchungen zur Wirkung einzelner landwirtschaftlicher **Arbeitsgänge** auf Amphibien liegen vor. Nach DÜRR et al. (1999) sowie BERGER et al. (1997) birgt u.a. Pflügen ein sehr großes Risikopotenzial für Amphibien. Die Tiere werden dabei vergraben, tief in den Boden eingepresst oder zwischen Erdbalken eingeklemmt. Die Mortalitätsrate kann bis zu 100 %⁴⁸ betragen. Auch Schnittmaßnahmen stellen eine große Gefahrenquelle dar. Nach Untersuchungen von LICZNER (1999) sowie CLABEN et al. (1997) werden Amphibien dabei durch Kreisel- und Scheibenmäher wesentlich stärker geschädigt als durch Balkenmäher. Dies wird darauf zurückgeführt, dass die Schnittflächen des Kreiselmähers sich durch die Rotation zweimal über den Amphibien befinden, was die Verletzungsgefahr erheblich erhöht. Auch wenn die Tiere nicht direkt getötet werden, können innere und äußere Verletzungen so stark sein, dass die Tiere nicht überlebensfähig sind. Verletzt stellen sie außerdem eine leichtere Beute für Prädatoren dar. Hinzu kommen indirekte Effekte: So kommt es z.B. durch Schnitt- und Erntemaßnahmen zu mikroklimatischen Veränderungen und

⁴⁸ Die Angaben beziehen sich auf die Tiere, die sich gerade auf den Flächen befinden, nicht auf die Gesamtpopulation. Ihr Anteil an der Gesamtpopulation variiert je nach Jahreszeit und Witterung.

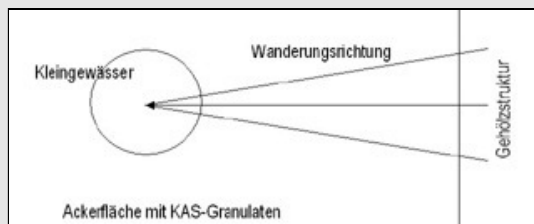
Deckungsverlust. Die Amphibien sind dann durch Austrocknung und Fressfeinde stark gefährdet (DÜRR et al. 1999). BERGER & KRETSCHMER (1997) weisen auch darauf hin, dass die durch einzelne Maßnahmen verursachten Schädigungsraten artabhängig erheblich schwanken können. So wird z.B. die Rotbauchunke beim Schlegeln kaum geschädigt, da sie sich bodennah fortbewegt, während sprunghaftere Moorfrösche (*Rana arvalis*) stärker beeinträchtigt werden. Dies wird durch Untersuchungen von CLABEN et al. (1993) gestützt, da die Art der festgestellten Verletzungen auf arttypisch unterschiedliche Strategien schließen lässt, der Gefahr zu entgehen. Während manche Arten duckend am Boden verharren und eher Schürfwunden erleiden, versuchen andere, sich durch Sprünge in Sicherheit zu bringen, wobei sie sich Verletzungen in Form tiefer Schnittwunden zuziehen können.

Weiterhin spielt auch die **Düngung** eine Rolle (siehe dazu auch Box 23).

Box 23: "Virtuelles" Experiment: Amphibiengefährdung durch Kalkammonsalpeter

Ausgangspunkt für das „virtuelle“ Experiment ist die Annahme, dass für die mengenabhängige Schädigungsrate der Amphibien durch mineralischen Stickstoffdünger, insbesondere Kalkammonsalpeter (KAS) ein fast linearer Zusammenhang besteht: je mehr KAS gedüngt wird, desto höher ist vermutlich auch die Schädigungsrate, bedingt durch die Kontakte der Tiere mit den toxischen Düngergranulaten (BERGER 2003, pers. Mit.). Um dies zu überprüfen, wurde ein virtueller Versuch angelegt, bei dem adulte Amphibien von einem angrenzenden Gehölzstreifen ausgehend eine Ackerfläche überqueren, um zu einem schlaginternen Kleingewässer zu gelangen, um dies als Vermehrungshabitat zu nutzen.

Versuchsskizze: virtuelles Experiment



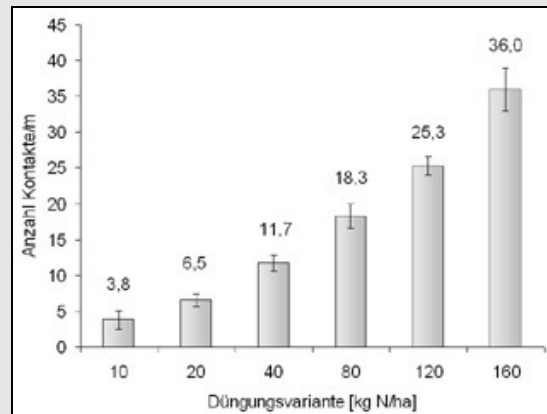
Im Experiment wird 1 m² in der Realität durch 1 dm² in der virtuellen Welt repräsentiert. Die Fläche wird mit virtuellem KAS-Granulat bestreut und es werden die Kontakte der Tiere je überquerten Meter für verschiedene Düngungsvarianten (10, 40, 80, 120 160 kg * ha⁻¹ N) bestimmt. Um 1 kg * ha⁻¹ N zu düngen, müssen ca. 3,7 kg * ha⁻¹ KAS ausgebracht werden, wobei 100 Granulatkörner KAS etwa 4,45 g wiegen (SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß 1999). Das heißt, für die verschiedenen Düngungsvarianten ergibt sich die folgende Anzahl an Granulaten je m² Fläche, mit denen kalkuliert wird.

Übersicht: Düngungsvarianten

Variante kg N/ha	10	20	40	80	120	160
KAS-Körner/m ²	83	168	336	672	1010	1346

Unterstellt wird dabei eine gleichmäßige Verteilung der KAS-Körner über die Fläche und dass die Amphibien zielgenau, d.h. gerade auf ihr Ziel zuwandern. Es ergibt sich die folgende Anzahl an Kontakten je m mit den toxisch wirkenden KAS-Granulaten (siehe Grafik). Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung bei insgesamt zehn Wiederholungen des virtuellen Experimentes.

Grafik: Kontakthäufigkeit je laufendem Meter



Die Ergebnisse zeigen, dass mit der Düngungshöhe auch die Kontaktrate mit den toxischen KAS-Granulaten zunimmt und daher auch von einer zunehmenden Schädigungsrate der Amphibien auszugehen ist.

Insbesondere **mineralische Stickstoffdünger**, die Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) enthalten, wie z.B. Kalkammonsalpeter, haben sich als sehr kritisch erwiesen (u.a. SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß 1997; OLDHAM et al. 1997; BERGER et al. 1997). Die Tiere erleiden durch den direkten Körperkontakt mit den hygroskopisch wirkenden Düngegranulaten schwere Verätzungen, was i.d.R. zum Tod führt. Ammoniumnitrat wirkt bereits in Konzentrationen akut toxisch auf adulte Tiere, die unter den üblichen Applikationsraten in der Landwirtschaft liegen. Die toxische Wirkung geht verloren, wenn sich die Granulate auf feuchtem Boden oder bei Niederschlag auflösen (OLDHAM et al. 1997; DÜRR et al. 1999). In niederschlagsarmen Zeiträumen kann der toxische Effekt jedoch über mehrere Wochen andauern und die Tötungsrate bis zu 100 % aller Tiere betreffen, die in diesem Zeitraum die Flächen überqueren (SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß 1999; SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß 1997). Wird Ammoniumnitrat in Reproduktionsgewässer eingetragen, kann es auch für die aquatischen Lebensstadien der Amphibien letal sein (vgl. BISHOP & GENDRON 1997; HECNAR 1995). Neben Ammoniumnitrat wurden in Laborstudien ebenfalls toxische Effekte auf Amphibien durch Nitrat (NO_3) und Nitrit (NO_2) nachgewiesen (MARCO et al. 1999; HUEY & BEITINGER 1980). Auch Harnstoff ($\text{CO}[\text{NH}_2]_2$) und Triplesuperphosphat ($\text{Ca}[\text{H}_2\text{PO}_4]_2$) wirkten, wie Ammoniumnitrat, akut toxisch auf die Versuchstiere, insbesondere in Granulatform. Abgesehen von Totverlusten traten auch subletale Symptome, wie Gewichtsverlust, Stress (erkennbar an veränderten Atmungsraten), eingeschränkte Bewegungsaktivität, Schwäche und Apathie auf (OLDHAM & HILTON-BROWN 1992). Weniger eindeutig sind die Ergebnisse zur Wirkung von **organischen Düngemitteln**. Nach Untersuchungen von OLDHAM et al. (1993) waren die Wirkungen sehr unterschiedlich je nach Amphibienart sowie der Beschaffenheit und Art des verwendeten organischen Düngers, so dass allgemeingültige Aussagen schwierig sind..

Risikopotenziale für Amphibien können auch von **Pestiziden** ausgehen. Letale Wirkungen wurden insbesondere bei den aquatischen Lebensstadien nach Eintrag in Oberflächengewässer festgestellt (PAULI et al. 1999; BERRILL et al. 1998; BERRILL et al. 1993). Häufig werden auch subletale Wirkungen beschrieben, so bspw. abnormes Verhalten, Paralyse, Hyperaktivität, Verlust des Gleichgewichtsinns, Beeinträchtigung der Schwimmfähigkeit, morphologische Deformationen, verzögertes Wachstum oder verlängertes Metamorphosestadium (GREULICH 2004; DE SOLLA et al. 2002a; BERRILL et al. 1993; BERRILL et al. 1994). Diese Effekte sind zwar teilweise reversibel, können aber die Überlebensrate der Kaulquappen wesentlich verringern, da sie leichter von Prädatoren erbeutet werden können und sich Lebensphasen, in denen sie besonders sensibel gegenüber Umwelteinflüssen sind, verlängern (MCALPINE et al. 1998). Negative Wirkungen gehen sowohl von Herbiziden (z.B. VISMARA et al. 2000) als auch Insektiziden (z.B. BERRILL et al. 1998) aus. Adulte Tiere sind v.a. indirekt über die verringerte Nahrungsverfügbarkeit, insbesondere durch den Insektizideinsatz betroffen (SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.; MCALPINE et al. 1998). Zu Fungiziden gibt es noch relativ wenig Untersuchungen, es ist aber ebenfalls von einer Schädigungswahrscheinlichkeit auszugehen (SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.).

Bei allen oben diskutierten Maßnahmen ist der Zeitpunkt der Durchführung von großer Bedeutung. Erst wenn sich die Durchführung zeitlich mit den **Migrationsperioden** der Amphibien überschneidet, besteht die Gefahr, dass ein erheblicher Anteil der wandernden Tiere landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen zum Opfer fällt und somit das Überleben der Population gefährdet ist (SCHNEEWEIß & SCHNEEWEIß 1999). Darüber hinaus ist auch noch die

Wirkungsdauer verschiedener Maßnahmen zu beachten. So wirkt bspw. Pflügen sofort, d.h. es werden auch nur die Tiere getötet, die sich exakt zum Zeitpunkt der Bearbeitung auf den Flächen aufhalten, während eine Düngung mit KAS sich in Abhängigkeit von der Witterung über Tage und Wochen toxisch auf die Tiere auswirken kann, d.h. es werden auch die Tiere getötet, die in den auf den Einsatz folgenden Tagen die Flächen überwandern (BERGER 2003, pers. Mit.).

Einen weiteren Einflussfaktor stellt die angebaute **Kultur** dar, da sie unterschiedliche Bedingungen hinsichtlich Mikroklima, Deckung, Raumwiderstand⁴⁹ und Nahrungsbedingungen für die Amphibien bietet. Amphibien sind im starken Maße von einem feuchten Mikroklima abhängig, denn die hoch permeable Haut muss kühl und feucht bleiben, um eine effiziente Atmung zu gewährleisten (GUERRY & HUNTER 2002). Bei ungünstiger Witterung und unzureichendem Schutz durch die Vegetation können hohe Anteile der Population von Austrocknung betroffen sein (SPIEB 2001; BERGER & DÜRR 2000, pers. Mit.). Bei unzureichender Vegetation ist außerdem die Gefahr höher, von Beutesuchern, wie z.B. Greifvögeln, entdeckt oder bei Anwendung von Mineraldüngern oder Pflanzenschutzmitteln direkt getroffen zu werden (BERGER 2003, pers. Mit.). Allerdings ist in weniger dichten Beständen der Raumwiderstand geringer und die Amphibien können schneller wandern und sind somit weniger lange den Gefahren durch Witterung, Prädatoren oder Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgesetzt (SPIEB 2001). Die Kultur kann auch Einfluss auf Vorkommen und Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen haben (vgl. ROMANOWSKY & TOBIAS 1999). Insgesamt gibt es zum Einfluss der Vegetationsstruktur einzelner Kulturen auf die Eignung für Amphibien hinsichtlich Mikroklima, Deckung, Raumwiderstand und Nahrungsverfügbarkeit jedoch kaum Untersuchungen und es ist anzunehmen, dass sich die Effekte z.T. wieder aufheben⁵⁰ (SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.).

4.6.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung, zum Schutz der Rotbauchunke beizutragen, wurden die folgenden Kriterien berücksichtigt (Tab. 35).

Tab. 35: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Rotbauchunke

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	<u>Termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung Amphibien</u> [-]	TAS-Amph
2	<u>N-Düngung mineralisch</u> [kg * ha ⁻¹ N]	Nmin
3	<u>Behandlungsindex Pestizide</u> [-]	BIP

Zur Bestimmung des **termin- und arbeitsgangabhängigen Störungswirkung (TAS-Amph)** für Amphibien wird jedem Arbeitsgang eines Verfahrens zunächst eine **arbeitsgangabhängige**

⁴⁹ Der Raumwiderstand wird durch die Vegetationsstruktur der Kultur bedingt und dient als Maß für die Zeit, welche die Tiere benötigen, um eine Fläche, die mit dieser Kultur bedeckt ist, zu überwandern. Je höher der Raumwiderstand, desto längern benötigen die Tiere für die Überwanderung der Fläche.

⁵⁰ Zum Beispiel schnelleres Überwandern der Fläche bei geringer Vegetationsdichte, dafür aber auch eine höheres Risiko Beutegreifern zum Opfer zu fallen.

Störungswirkung (AS) nach dem Bewertungsschema AS (Tab. 36) zugewiesen. Der AS klassifiziert dabei die einzelnen Arbeitsgänge hinsichtlich ihrer direkten (Störungs-, Verletzungs- und Tötungsgefahr) und indirekten Wirkungen (z.B. Vernichtung von Nahrungsressourcen) auf die jeweilige Indikatorart. Die Einstufung der einzelnen Arbeitsgänge für Amphibien beruhte auf Experteneinschätzung (BERGER 2003, pers. Mit.; SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.; HELMECKE 2006, pers. Mit.).

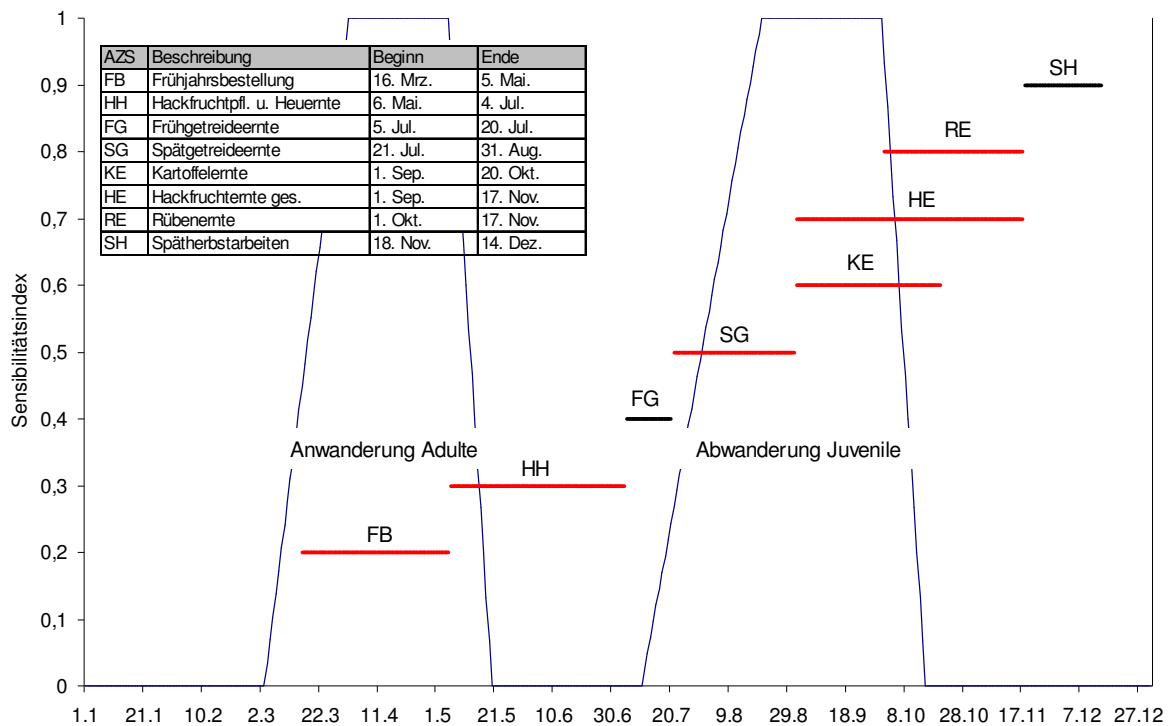
Tab. 36: Bewertungsschema AS: Arbeitsgangabhängige Störungswirkung

AS	Beschreibung
0	keine nachweisbaren Wirkungen
1	Wirkungen nur auf einzelne Individuen/Arten, unerhebliche Populationsbeeinflussung
2	Wirkungen auf viele Individuen/Arten, Populationsschwächung, geringe Zönoseveränderungen
3	starke Wirkung auf Individuen, Populationsbeeinträchtigung, deutliche Veränderung der Zönose
4	populationsvernichtende Wirkung, drastische Veränderung der Zönose

Quelle: nach WERNER et al. (2000: 43 f.)

Anschließend wird die **terminabhängige Störungswirkung (TS)** der einzelnen Arbeitsgänge in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Durchführung berücksichtigt. Dazu wird jedem Tag im Jahr ein Sensibilitätsindex im Intervall 0 bis 1 zugeordnet (siehe Abb. 40).

Abb. 40: Jahreszeitabhängige Sensibilität der Rotbauchunke (Migrationsphasen) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL



Quelle: Sensibilitäten nach SCHNEEWEIß (2004, pers. Mit.); Arbeitszeitspannen nach KTBL (1996: 60 f.)

Die Kernwanderungszeiträume liegen für die Anwanderung der Adulten im Frühjahr zwischen An-

fang April und Anfang Mai und für die Abwanderung der Tiere im Spätsommer bzw. Herbst zwischen Ende August und Ende September (SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.). Da die Zeiten der Migration sehr stark witterungsabhängig sind und von Jahr zu Jahr schwanken können (SPIEB 2001), werden zusätzlich Übergangsbereiche vor und nach den Kernwanderungszeiträumen festgelegt. Für die Kernzeiten der Wanderung wird die höchste Sensibilität (Sensibilitätsindex = 1) angenommen, die jeweils graduell für die Übergangszeiten abnimmt. Im nächsten Schritt wird durch Mittelwertbildung dann die TS je Arbeitszeitspanne (AZS) bestimmt, d.h. der Zeitspanne die jedem Arbeitsgang nach KTBL (1996) als Zeitfenster der Durchführung zugewiesen ist. Die AZS sind in Abb. 40 durch horizontale Balken kenntlich gemacht.

Die Berechnung der TAS je Arbeitsgang erfolgt unter zusätzlicher Berücksichtigung der Maßnahmenhäufigkeit des Arbeitsgangs und der Anzahl der möglichen Feldarbeitstage innerhalb einer Arbeitszeitspanne laut KTBL (1996). Um die TAS auf Verfahrensebene zu erhalten, werden die TAS-Werte aller Arbeitsgänge eines Verfahrens aufsummiert (Formel (20)). Je mehr kritische Arbeitsgänge eines Verfahrens in die sensiblen Zeiträume fallen, desto höher ist die errechnete TAS und desto weniger günstig wird das Verfahren bewertet.

$$TAS = \sum_{i=1}^I AS_i * TS_{ij} * MasHäuf_i * \frac{FAT_j}{TjeAZS_{ij}} \quad (20)$$

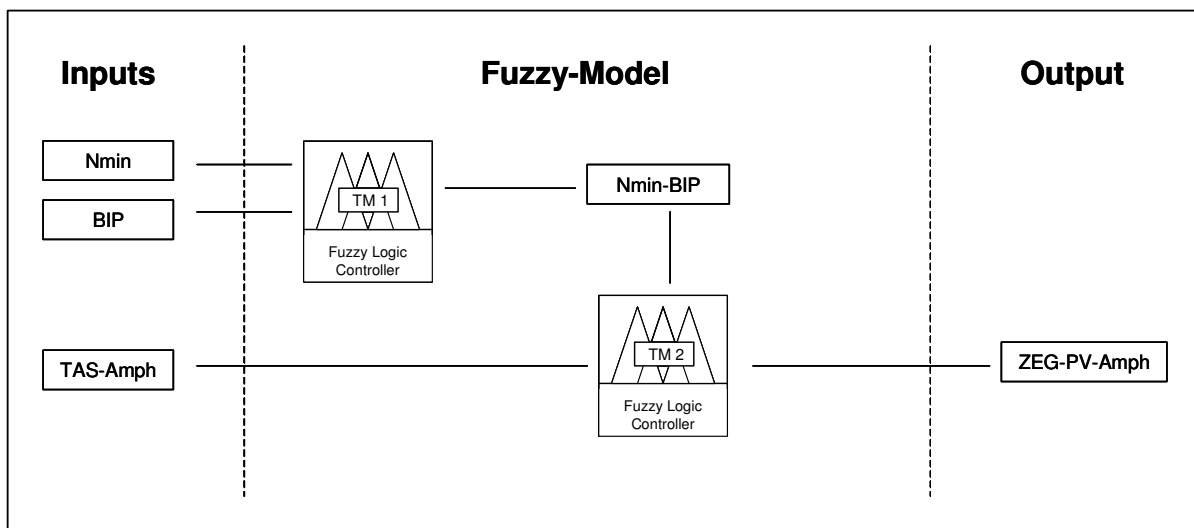
mit:

TAS	= termin- und arbeitgangabhängige Störungswirkung des Produktionsverfahrens
AS	= arbeitgangabhängige Störungswirkung je Arbeitsgang <i>i</i>
TS	= terminabhängige Störungswirkung je Arbeitsgang in Abhängigkeit von der Arbeitszeitspanne <i>j</i>
MasHäuf	= Maßnahmenhäufigkeit je Arbeitsgang <i>i</i>
TjeAZS	= Gesamtanzahl der Tage je Arbeitszeitspanne <i>j</i> für Arbeitsgang <i>i</i>
FAT	= Feldarbeitstage je Arbeitszeitspanne <i>j</i>

Als mengenabhängige Bewertungsparameter werden die mineralische **N-Düngung (Nmin)** (vgl. Kap.4.2.2, Formel (9)) sowie der **Behandlungsindex Pestizide (BIP)** (vgl. Kap. 4.4.2, Formel (19)) berücksichtigt.

Abb. 41 stellt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren im Hinblick auf deren Wirkungen auf die Rotbauchunke dar. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B – 8. Die Eingangsparameter Nmin und BIP werden im TM 1 verarbeitet. Das Zwischenergebnis aus TM 1 wird mit Parameter TAS-Amph im TM 2 weiterverarbeitet.

Abb. 41: Modell „Amph-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Rotbauchunke vor Verringerung der Lebensraumqualität



- Nmin = N-Düngung mineralisch [kg * ha⁻¹ N]
- BIP = Behandlungsindex Pestizide [-]
- Nmin-BIP = 1. Zwischenergebnis [-]
- TAS-Amph = Termin- und Arbeitsgangabhängige Störungswirkung Amphibien [-]
- ZEG-PV-Amph = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Amphibien [-]

4.6.3 Einflussfaktoren des Standorts

An amphibiegeeigneten Standorten müssen sowohl geeignete Wasser- als auch Landlebensräume vorhanden sein (DE SOLLA et al. 2002b). Zu den geeigneten **Wasserlebensräumen** zählen verschiedenste Stillgewässer, insbesondere die für Nordostdeutschland typischen Kleingewässer wie Sölle, aber auch Teiche und Seen (BERGER 2003, pers. Mit.; vgl. auch VOLLMER & GROBE 1999; WILKENS 1979). Ein wichtiger Einflussparameter auf die Eignung eines Gebietes ist die Gewässeranzahl. Bei einer Anzahl von etwa 5-8 Kleingewässern je 100 ha bzw. kann von einer sehr hohen Attraktivität eines Gebietes für Amphibien ausgegangen werden (SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.). Bei der Beurteilung der Eignung verschiedener Gewässer ist dabei eine artspezifische Betrachtung notwendig, da hinsichtlich der Fähigkeit, Gewässer zu besiedeln und sich dort erfolgreich zu vermehren, Unterschiede zwischen den einzelnen Amphibienarten bestehen (BERGER et al. 1999b). So ist die Rotbauchunke zwar sehr mobil und besiedelt Gewässer unterschiedlichster Qualität, ein Vermehrungserfolg ist jedoch nicht in allen besiedelten Gewässern gewährleistet (VOLLMER & GROBE 1999; BERGER et al. 1999b). Auch die Gewässergröße hat einen Einfluss. Sehr kleine Gewässer bzw. Nassstellen haben v.a. eine wichtige Trittsteinfunktion, sind aber i.d.R. nicht als Vermehrungshabitat geeignet, da sie oft noch vor Abschluss der Metamorphosephase austrocknen (SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.; BERGER et al. 1999b). Auch für größere und tiefere Gewässer nimmt die Eignung für diese Amphibienart wieder ab (SCHNEEWEIß 2004, pers. Mit.). Positiv ist weiterhin, wenn die aquatischen Lebensräume entweder direkt von geeigneten terrestrischen Habitaten umgeben oder nicht allzu weit von diesen entfernt liegen, weil die Tiere dann nicht zu längeren Wanderungen gezwungen sind (SPIEB 2001; STOEFFER & SCHNEEWEIß 1999;

KNEITZ 1999). Die Tiere verlassen zwar die Laichgewässer erst bei für sie günstiger mild-feuchter Witterung, können aber insbesondere dann von Witterungsänderungen betroffen sein, wenn sie sehr weite Distanzen zwischen ihren Lebensräumen überwinden müssen. Bei trocken-heißer Witterung haben die Tiere nur geringe Überlebenschancen auf den Ackerflächen (BERGER et al. 1997). Zu den geeigneten **Landlebensräumen** zählen bspw. Feuchtgrünland und linien- oder flächenförmige Strukturen, wie Gewässerränder, Hecken oder Feldgehölze. Etwa 5-10 % eines Gebietes sollten mit geeigneten Landlebensräumen bedeckt sein, um für Amphibien optimal geeignet zu sein (BERGER 2003, pers. Mit.).

4.6.4 Bewertung der Standorteinheiten

Zur Bewertung der Habitataignung für Amphibien wurden die folgenden Bewertungsparameter berücksichtigt.

Tab. 37: Parameter zur Bewertung der Standorteinheiten hinsichtlich ihrer Habitataignung für Amphibien

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	Anzahl geeigneter <u>W</u> asserlebensräume [n pro 100ha]	WL-Amph
2	Fläche geeigneter <u>L</u> andlebensräume [ha pro 100ha = %]	LL-Amph

Zur Bestimmung der **Anzahl geeigneter Wasserlebensräume (WL-Amph)** für Amphibien wird zunächst basierend auf der Biototypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg aus CIR⁵¹-Luftbildern im Maßstab 1:500 bis 1:10.000 (MUNR 1995; vgl. ZIMMERMANN et al. 2006 sowie ZIMMERMANN et al. 2003) festgelegt, welche der Biototypen als geeignete aquatische Habitats für Amphibien eingestuft werden können. Diese Einstufung basiert auf Experteneinschätzung (SCHNEEWEIß 2004; pers. Mit.; BERGER 2003, pers. Mit.). Die weitere Analyse erfolgt im GIS mit Hilfe der Moving Window Technologie. Voraussetzung für die GIS-Analyse ist, dass die Biotopkartierung zunächst ins Rasterformat (25 m * 25 m) überführt wird. Da die Anzahl der Gewässer pro 100 ha bestimmt werden soll, wird das Analysefenster, das „Moving Window“, so definiert, dass es einen Flächeninhalt von etwa 100 ha hat. Damit jedes Gewässer nur einmal in die Analyse eingeht, wird zuerst der Flächenmittelpunkt je Gewässer ermittelt. Startet man die Analysefunktion, bewegt sich das „Moving Window“ von einem Grid zum nächsten und zählt alle Gewässer innerhalb des Fensters, die durch ihren zuvor bestimmten Flächenmittelpunkt repräsentiert werden und ordnet diesen Wert dem zentralen Grid im Fenster zu (siehe dazu Box 24).

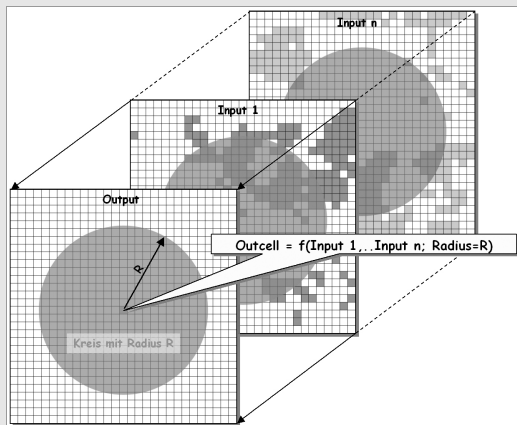
⁵¹ CIR = Colour Infra Red

Box 24: Moving Window Technologie**GIS-gestützte Landschaftsanalyse**

Die Moving Window Technologie bietet einen methodischen Rahmen zur GIS-gestützten Landschaftsanalyse. Dabei ist es insbesondere von Interesse, wie man von diskret verteilten Flächen, Linien oder Punkten zu flächenhaften Aussagen über die Anordnung und Dichte der betrachteten Landschaftsstrukturen gelangen kann oder wie deren räumliche Verteilung in ihrer Nachbarschaft zu anderen Strukturen beschrieben werden kann. Die Moving Window Technologie gehört zu den hybriden Analyseverfahren. Sowohl Raster- als auch Vektordaten können verarbeitet werden. Datengrundlage bilden dabei satelliten- oder flugzeuggestützte Fernerkundungsdaten und terrestrische Karten sowie Statistiken mit Raumbezug. Unbestritten ist, dass die auf dieser Datenbasis generierten Raster- und Vektordaten in jedem Fall einen Informationsverlust zur Realität aufweisen.

Funktionsweise des Moving Window

Wird bspw. mit Rasterdaten gearbeitet, erfolgt für jede Rasterzelle eine Nachbarschaftsanalyse der umgebenden Zellen mithilfe einer ausgewählten Funktion innerhalb einer beliebig geformten Kontur, dem Moving Window und ordnet das Ergebnis der Analyse der zentralen Rasterzelle im Analysefenster zu. Im nächsten Schritt springt das Fenster weiter zur nächsten Zelle und wiederholt hier die Analyse (siehe Grafik).

Grafik: Prinzip des Moving Windows

Quelle: KIESEL & LUTZE (2004: 50)

Frei wählbar sind die Form des Moving Window und die Analysefunktion. Häufig wird das Fenster als Rechteck oder Kreis angelegt, da diese Konturen leicht durch ihre Kantenlänge bzw. den Radius beschrieben werden können. Die Wahl des Radius bzw. der Kantenlänge des Moving Windows sowie auch der Rastergröße hängt v.a. von der Größe des zu untersuchenden Landschaftsausschnitts ab und muss auf die Zielsetzung der Analyse abgestimmt sein. Durch eine problemangepasste Funktion kann jedes räumlich beliebig verteilte Objekt untersucht werden. Sehr häufig werden Dichtefunktionen eingesetzt, welche die Anzahl oder den Deckungsgrad der flächenhaften Objekte im Analysefenster bewerten.

Vorteile der Moving Window Technologie

Mit Hilfe der Moving Window Technologie können Unterschiede eines Landschaftsausschnitts hinsichtlich seiner abiotischen oder biotischen Ausstattung im Vergleich zu einem anderen Landschaftsausschnitt quantifiziert werden. Dabei werden durch das bewegliche Analysefenster feste Betrachtungsgrenzen (z.B. Schlag- oder Flurgrenzen) aufgelöst, so dass die Problembetrachtung im offenen räumlichen Kontext erfolgen kann. Mit der Methode können auch Probleme mit Fehlstellen im Datenmaterial sowie Verzerrungen in der Analyse im Randbereich des Gebietsausschnitts gelöst werden.

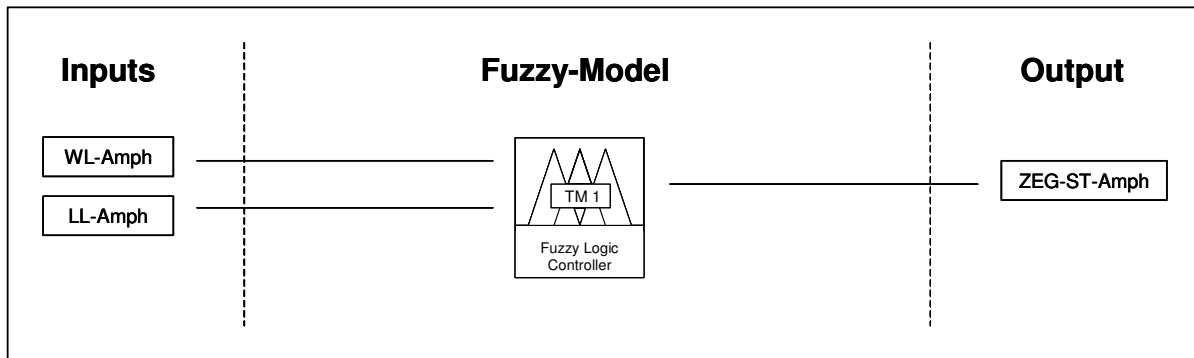
Ein weiterer Vorteil ist, dass die in der Realität vorherrschenden fließenden Übergänge zwischen verschiedenen Landschaftsobjekten (z.B. die Übergangsbereiche zwischen Gewässer und Ackerfläche durch den dazwischenliegenden Uferbereich) mit der Methode dargestellt werden können, die allein durch die Datenbasis nicht zum Ausdruck kommen, da hier die einzelnen Objekten (z.B. Gewässer vs. Acker) durch scharfe Konturen von einander abgegrenzt sind, verbunden mit einer sprunghafte Änderung ihrer Attribute.

(zusammengestellt aus KIESEL & LUTZE 2004 und LUTZE et al. 2004 sowie KIESEL 2003; pers. Mit.)

Bei der Bestimmung der **Fläche geeigneter Landlebensräume (LL-Amph)** je 100 ha wird ähnlich verfahren. Zunächst wird festgelegt, welche Biotoptypen als für Amphibien geeignete Habitate eingestuft werden können (SCHNEEWEIß 2004; pers. Mit.; BERGER 2003, pers. Mit.). Dann wird mit der Moving Window Methode die Fläche geeigneter Landhabitate je 100 ha bestimmt.

Abb. 42 stellt das Gesamtmodell zur Bewertung der standortabhängigen Habitatevereignung für Amphibien dar. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 9.

Abb. 42: Modell „Amph-ST“ zur Bewertung der standortabhängigen Habitatevereignung für Amphibien



- WL-Amph = Anzahl geeigneter Wasserlebensräume [n pro 100 ha]
- LL-Amph = Fläche geeigneter Landlebensräume [ha pro 100 ha; %]
- ZEG-ST-Amph = Zielerreichungsgrad Standort Amphibien

Mit Hilfe des Bewertungsergebnisses (ZEG-ST-Amph) kann eine Klassifizierung der Standorteinheiten hinsichtlich ihrer Habitatevereignung für Amphibien vorgenommen werden (Tab. 38). Eine aggregierende Auswertung innerhalb übergeordneter Konturen, wie z.B. Schlag- oder Flurgrenzen, ist durch eine flächengewichtete Aggregation möglich.

Tab. 38: Klasseneinteilung der Standorteinheiten hinsichtlich der Habitatevereignung für Amphibien (Standorteignungsklassen Amphibien)

Klasse	ZEG-ST-AMPH	Habitatevereignung Amphibien	Anzahl Wasserlebensräume [n pro 100 ha]	Fläche Landlebensräume [%]
1-Amph	1	sehr gut	>= 8	>= 10
2-Amph	0,75-1	gut	5-8	5-10
3-Amph	0,5-0,75	mittel	2-5	> 0 und < 5
4-Amph	0,25-0,5	schlecht	1-2	> 0 und < 5
5-Amph	0-0,25	sehr schlecht	1	> 0 und < 5
6-Amph	0	keine	0	0

Quelle: Klasseneinteilung BERGER (2003, pers. Mit.)

4.6.5 Standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren

Nachdem zunächst alle Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung für den Amphibienschutz (ZEG-PV-Amph, Kap. 4.6.2) und anschließend alle Standorteinheiten in Bezug auf ihre Habitatevereignung für Amphibien (ZEG-ST-Amph, Kap. 4.6.4) bewertet wurden, werden im nächsten Schritt beide Bewertungen zusammengeführt (Tab. 39).

Tab. 39: Parameter zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren für den Amphibienschutz

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Amphibien [-]	ZEG-PV-Amph
2	Zielerreichungsgrad Standort Amphibien [-]	ZEG-ST-Amph

Dazu werden alle möglichen Verfahrens-Standortkombinationen gebildet und bewertet. Da alle Ackerverfahren für eine bestimmte Ackerzahlklasse (AZKL) definiert sind, können sie auch nur auf einem Standort mit entsprechender AZKL zur Anwendung kommen. Bei Grünland wird zwischen intensiv und extensiv genutzten Flächen unterschieden. Um die Anzahl der Kombinationsmöglichkeiten zur Vermeidung sehr langer Rechenzeiten möglichst gering zu halten, werden Standorttypen gebildet (Tab. 40). Dabei wurden die in Tab. 38 eingeführten Standorteignungsklassen Amphibien weiter verwendet

Tab. 40: Standorttypen Amphibien

Typ	Ackerzahlklasse/ Grünlandintensität	Standorteignungsklassen Amphibien (gemäß Tab. 38)					
		1-Amph	2-Amph	3-Amph	4-Amph	5-Amph	6-Amph
AL	25	25-1-Amph	25-2-Amph	25-3-Amph	25-4-Amph	25-5-Amph	25-6-Amph
	38	38-1-Amph	38-2-Amph	38-3-Amph	38-4-Amph	38-5-Amph	38-6-Amph
	50	50-1-Amph	50-2-Amph	50-3-Amph	50-4-Amph	50-5-Amph	50-6-Amph
GL	Intensiv	In-1-Amph	In-2-Amph	In-3-Amph	In-4-Amph	In-5-Amph	In-6-Amph
	Extensiv	Ex-1-Amph	Ex-2-Amph	Ex-3-Amph	Ex-4-Amph	Ex-5-Amph	Ex-6-Amph

Zur Bestimmung der standortabhängigen Eignung der Produktionsverfahren (ZEG-PVST-Amph) werden alle Verfahrens-Standortkombinationen nach der folgenden Matrix (Regelwerk) bewertet (Tab. 41).

Tab. 41: Matrix zur standortabhängigen Bewertung der Anbauverfahren (ZEG-PVST-Amph) (schematisch)

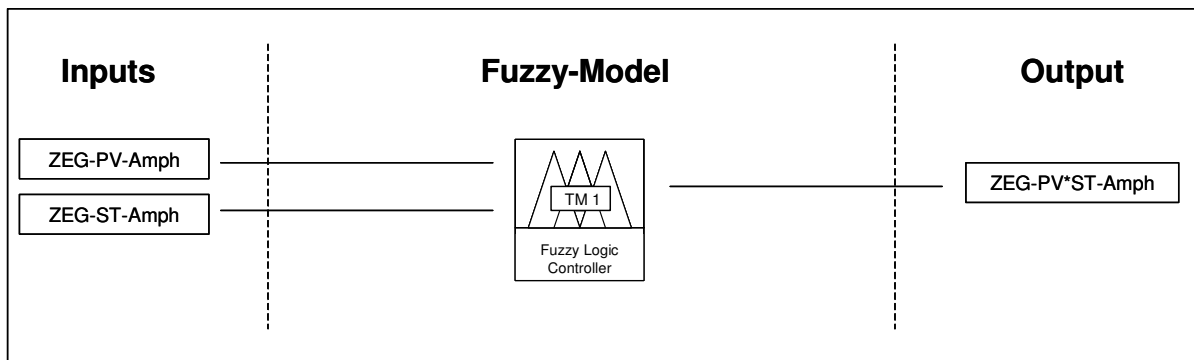
ZEG-ST-Amph →	sehr gut/gut	mittel	schlecht	sehr schlecht/kein
ZEG-PV-Amph ↓				
gut	sehr gut	gut	mittel	sehr schlecht
mittel	gut	mittel	schlecht	sehr schlecht
schlecht	sehr schlecht	sehr schlecht	sehr schlecht	sehr schlecht

„Amphibienfreundliche“ Anbauverfahren sollten dabei möglichst auf Standorten mit höchster Lebensraumeignung platziert werden. Nur für diese Kombination wird der höchstmögliche Beitrag für den Amphibienschutz unterstellt (ZEG-PV*ST-Amph = „sehr gut“ = 1). Auch mit mittel geeigneten Verfahren auf Standorten mit sehr guter Lebensraumeignung bzw. gut geeigneten Verfahren auf Standorten mit guter Lebensraumeignung kann ein gewisser Zielbeitrag zum

Amphibienschutz erreicht werden (ZEG-PVST-Amph = „gut“). Mit schlechten Verfahren kann generell kein Beitrag zum Amphibienschutz geleistet werden. Das gleiche gilt auf Standorteinheiten ohne Lebensraumeignung für Amphibien, da hier nicht mit dem Auftreten von Amphibien gerechnet werden kann und jegliche auf den Amphibienschutz ausgerichtete Verfahren hier „ins Leere“ laufen würden.

Abb. 43 zeigt das Gesamtmodell zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren für Amphibien. Eine detaillierte Darstellung findet sich in Anhang B - 10.

Abb. 43: Modell „Amph-PV*ST“ zur standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Rotbauchunke



ZEG-PV-Amph = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Rotbauchunke [-]
 ZEG-ST-Amph = Zielerreichungsgrad Standort Rotbauchunke [-]
 ZEG-PV*ST-Amph = Zielerreichungsgrad je Verfahrens-Standortkombination Rotbauchunke [-]

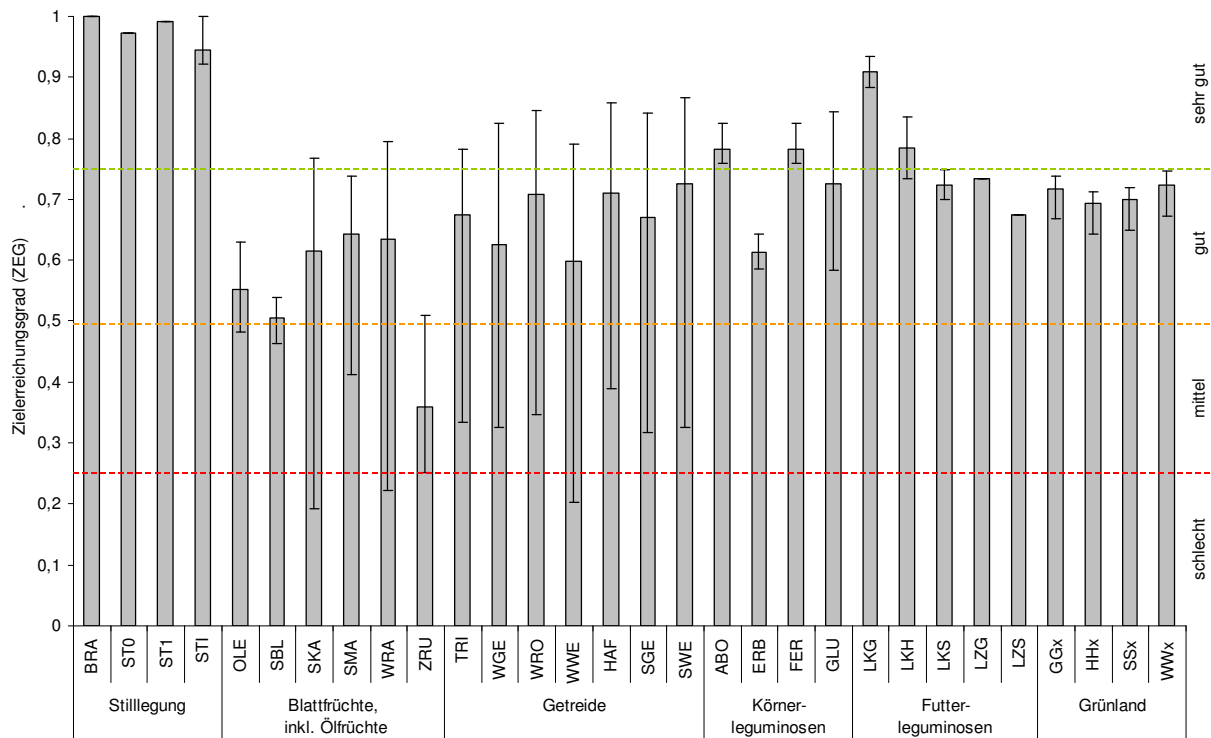
4.6.6 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-Amph)

Abb. 44 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Alternativverfahren je Kultur.

Dauer- (BRA) und Rotationsstilllegungen (ST*) werden als sehr gut bewertet, da hier weder Düngemittel noch Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden und generell nur wenige Pflegemaßnahmen stattfinden. Auch für den mehrjährigen Futterbau von Luzerne und Klee gras (L**) werden gute bis sehr gute Zielerreichungsgrade berechnet. Grünland wird generell als gut eingestuft. Die schlechtesten Einschätzungen werden für Zuckerrübe (ZRU) erzielt. Für diese Kultur wurden die höchsten Werte für die termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung errechnet. Getreide erzielt insgesamt gute Einschätzungen, jedoch bei sehr hoher Variationsbreite in der Bewertung. Verfahren mit konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug, ein für Amphibien generell sehr kritischer Arbeitsgang, werden schlecht bewertet, während pfluglose Verfahren wesentliche bessere Einstufungen erzielen. Einzelverfahren von Speisekartoffel (SKA) und Winterweizen (WWE) sowie Winterraps (WRA) erhalten die schlechtesten Einstufungen, da mit bis zu acht Pflanzenschutzmittelanwendungen bei SKA bzw. vier bis fünf Anwendungen bei WWE und WRA die Pflanzenschutzmittelintensität sehr hoch ist.

Abb. 44: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Amph aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Der Vergleich der Anbauvarianten im integrierten bzw. organischen Anbau zeigt, dass die organischen Verfahren i.Allg. viel besser abschneiden. Der Grund dafür liegt darin, dass hier weder mineralische Düngemittel noch Pflanzenschutzmittel Anwendung finden.

Tab. 42: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Amph über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

	Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:						Körnerleg.:		
	WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU	
Int.	MW	0,33	0,30	0,58	0,43	0,43	0,50	0,42	0,46	0,40	0,40	0,64
	Min	0,22	0,19	0,41	0,33	0,33	0,35	0,20	0,39	0,32	0,33	0,58
	Max	0,45	0,49	0,67	0,56	0,63	0,68	0,66	0,56	0,48	0,50	0,67
Org.	MW	0,79	0,75	0,73	0,76	0,80	0,77	0,76	0,76	0,76	0,78	0,79
	Min	0,78	0,73	0,71	0,74	0,79	0,72	0,74	0,70	0,70	0,73	0,76
	Max	0,79	0,77	0,74	0,78	0,82	0,85	0,79	0,86	0,84	0,87	0,84

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

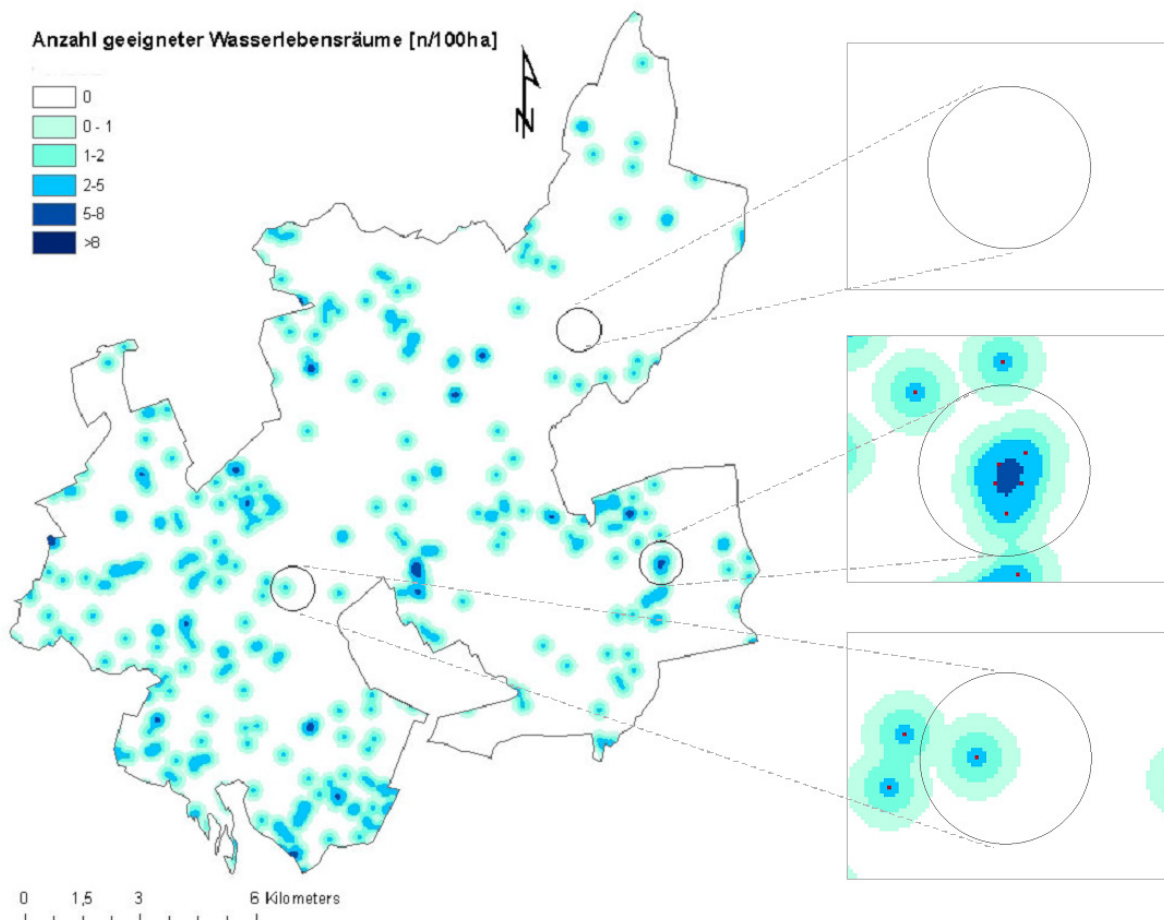
Vergleicht man die Einschätzungen mit Literaturangaben ergeben sich gute Übereinstimmungen. BERGER et al. (1999b) schätzen verschiedene Getreidearten, wie z.B. Winterroggen, Winterweizen und Triticale als Fruchtarten mit insgesamt vergleichsweise günstigen Voraussetzungen für Amphibien ein, während Hackfrüchte, wie Zuckerrüben als weniger günstig gelten (vgl. DÜRR et al.

1999). Im Hinblick auf die gute Einschätzung der Stilllegungen, weist BERGER (2003, pers. Mit.) jedoch darauf hin, dass diese in der Realität auch Fallencharakter aufweisen können. Amphibien halten sich gern auf diesen Flächen auf und wandern diese gezielt an, insbesondere wenn Feuchtstellen und Kleingewässer vorhanden sind, findet die für Stilllegungen übliche Pflegemaßnahme (i.d.R. Mulchen) jedoch zu einem ungünstigen Termin statt, kann eine große Anzahl der auf den Flächen befindlichen Tiere getötet werden.

Bewertung der Standorteinheiten (ZEG-ST-Amph)

Abb. 45 und Abb. 46 zeigen das Ergebnis der Analyse der räumlichen Verteilung geeigneter aquatischer und terrestrischer Habitate in der Modellregion Prenzlau-West mittels der Moving-Window-Technologie. Grundlage für die Auswertungen stellt die Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg dar (vgl. MUNR 1995).

Abb. 45: Standortabhängige Attraktivität in der Modellregion Prenzlau-West für die Rotbauchunke in Abhängigkeit vom Vorkommen geeigneter aquatischer Habitate (Totale und Details)

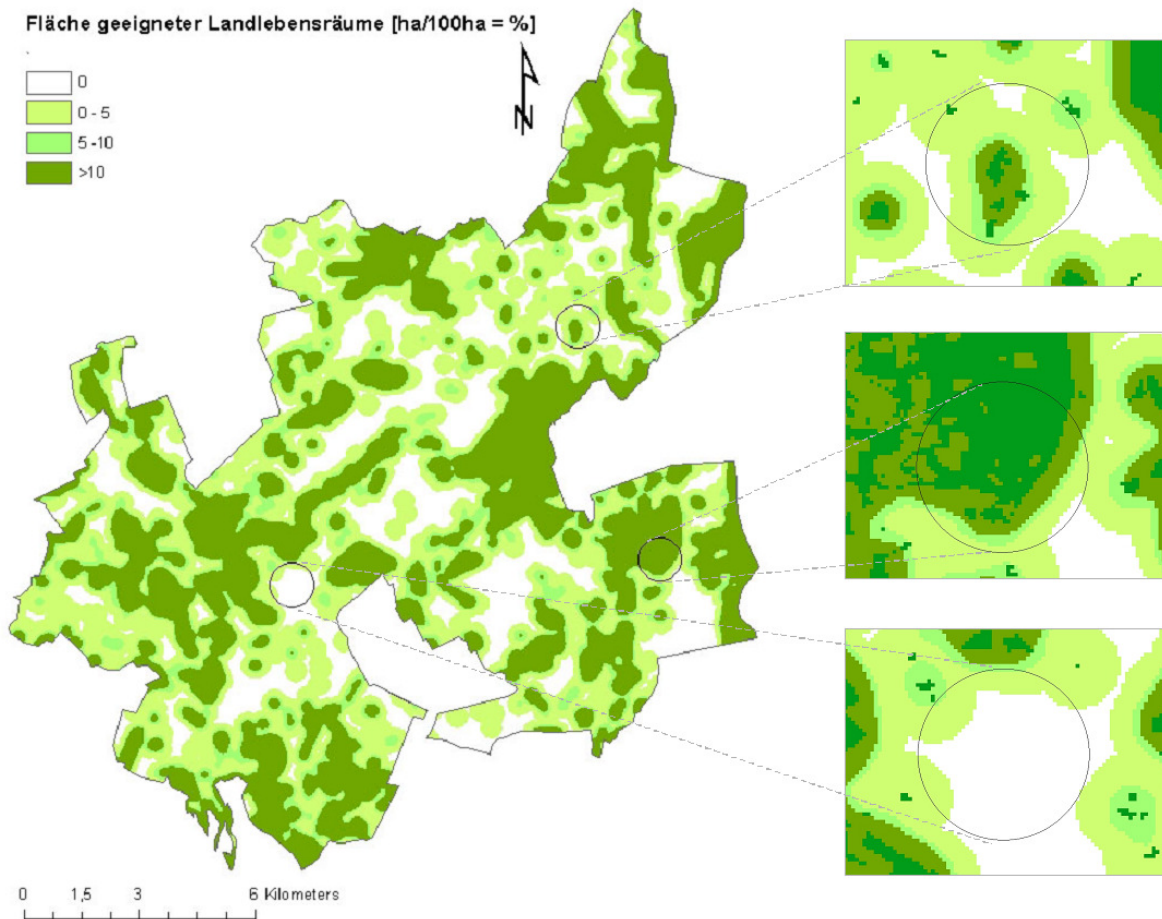


Quelle: Eigene Berechnungen unter Anwendung der Moving-Window-Technologie, basierend auf der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg, Rasterformat, 25 m * 25 m.

Die Bewertung wurde flächendeckend für die gesamte Region vorgenommen, die Auswertung je Standorteignungsklasse (vgl. Tab. 43), aber nur auf die landwirtschaftliche Nutzfläche bezogen. Die

roten Grids (Abb. 45, Details) repräsentieren die Flächenmittelpunkte der geeigneten Wasserhabitats, die dunkelgrünen Grids die räumliche Verteilung der geeigneten terrestrischen Habitate (Abb. 46, Details).

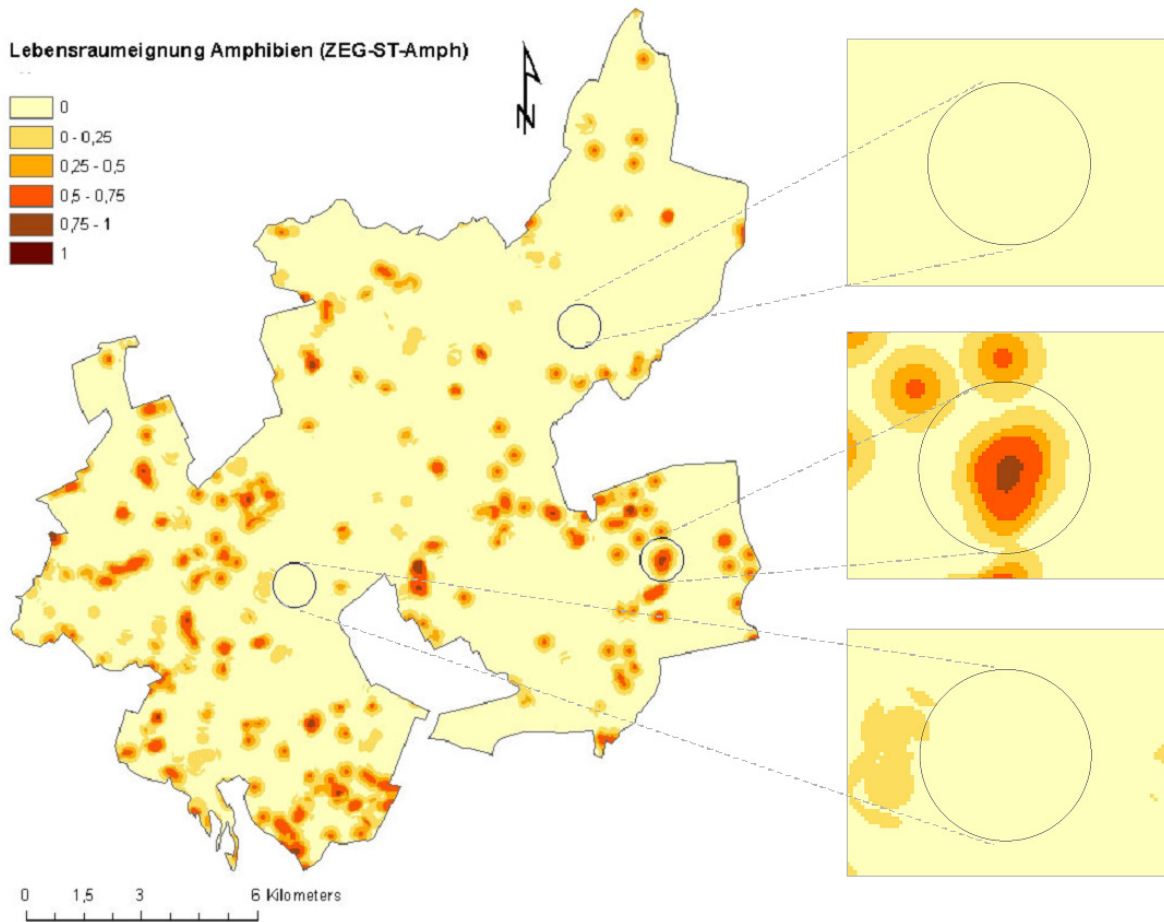
Abb. 46: Standortabhängige Attraktivität in der Modellregion Prenzlau-West für die Rotbauchunke in Abhängigkeit vom Vorkommen geeigneter terrestrischer Habitate (Totale/Details)



Quelle: Eigene Berechnungen unter Anwendung der Moving-Window-Technologie, basierend auf der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg, Rasterformat, 25 m * 25 m.

Diese beiden Karten sind Grundlage für die standortabhängige Bewertung und Berechnung des standortbezogenen Zielerreichungsgrades für Amphibien (Abb. 47). Nur da, wo räumlich sowohl geeignete aquatische als auch terrestrische Habitate anzutreffen sind, kann auch von einer entsprechenden Lebensraumeignung und damit hohen Attraktivität für Amphibien ausgegangen werden (mittlere Detailkarte). Sind entweder keine geeigneten aquatischen (obere Detailkarte) oder keine geeigneten terrestrischen Habitate (untere Detailkarte) vorhanden, wird dieses Gebiet als Bereich ohne Lebensraumeignung eingestuft (ZEG-ST-Amph = 0).

Abb. 47: Einschätzung der standortabhängigen Lebensraumeignung in der Modellregion Prenzlau-West für die Rotbauchunke (Totale und Details)



Quelle: Eigene Berechnungen unter Anwendung der Moving-Window-Technologie, basierend auf der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg, Rasterformat, 25 m * 25 m.

Zur Einschränkung der Verfahrens-Standort-Kombinationen für die standortabhängige Bewertung wurde wie beim Indikator Wassererosion eine Aggregation der Daten vorgenommen (vgl. Kap. 4.1.5). Tab. 43 zeigt die Flächenaufteilung je Standorteignungsklasse Amphibien für die Ausgangsdaten im 25-Meter-Raster sowie für die verschiedenen Aggregierungsvarianten.

Tab. 43: Flächenaufteilung je Standorteignungsklasse Amphibien in Abhängigkeit von der Aufbereitungsvariante im Vergleich zu den Ausgangsdaten

Variante	Flächenanteil je Standortgefährdungsklasse Amphibien [%] (vgl. Tab. 38)						Σ
	1-Amph	2- Amph	3- Amph	4- Amph	5- Amph	6- Amph	
Ausgangsdaten	0,26	2,07	3,42	5,00	7,40	81,86	100,00
100-Mean	0,21	1,72	3,73	5,15	13,28	75,36	100,00
100-Max	0,61	3,95	4,54	6,06	8,92	75,36	100,00
500-Mean	0,00	0,00	1,97	13,24	40,43	44,36	100,00
500-Max	4,83	19,32	8,23	9,12	14,13	44,36	100,00

Gemäß den im Bewertungsmodell festgelegten Regeln werden für die Ausgangsdaten (25 m * 25 m-Raster) etwa 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) als Gebiet mit Lebensraumeignung für Amphibien eingestuft, ca. 80 % weisen keine entsprechende Lebensraumeignung auf, da hier weder geeignete Vermehrungs- noch Überwinterungshabitate vorhanden sind. Nur etwas mehr als 2 % der LN wird als Fläche mit sehr guter bzw. guter Lebensraumeignung eingestuft, d.h. hier sind mindestens fünf geeignete Wasserlebensräume vorhanden und mehr als 5 % der Fläche mit geeigneten Überwinterungshabitaten bedeckt⁵².

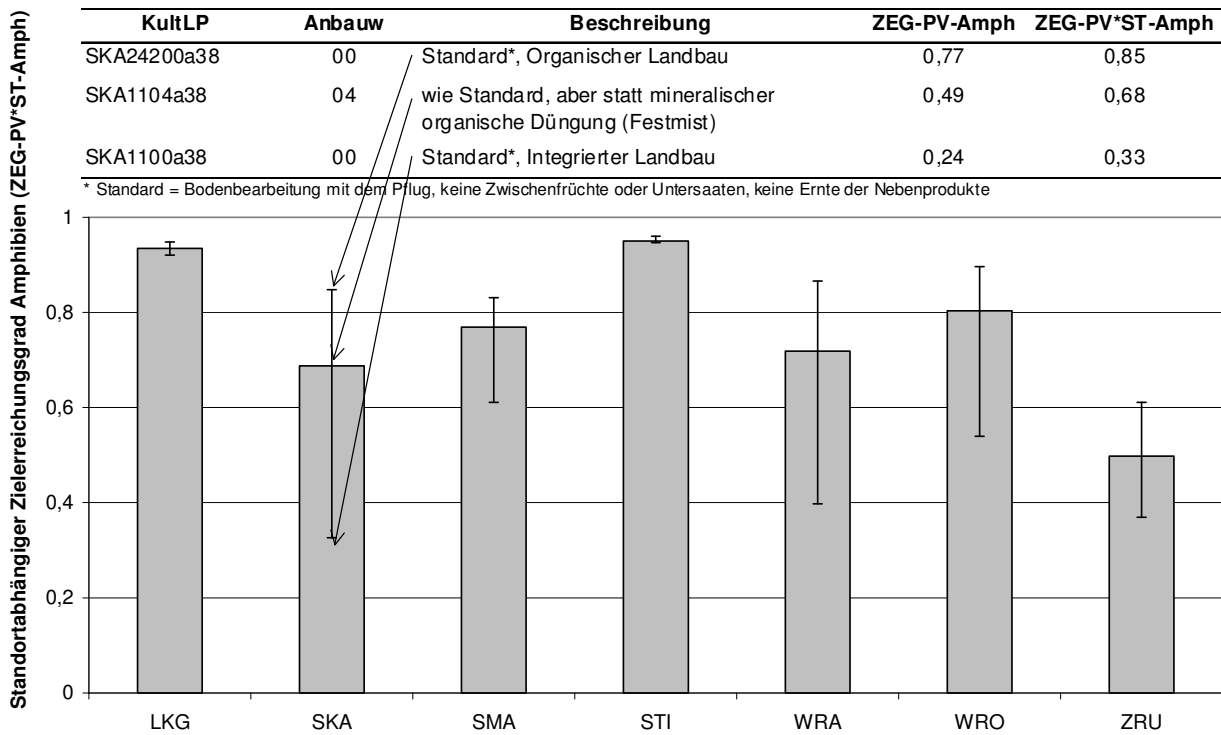
Der Vergleich der verschiedenen Aggregierungsvarianten zeigt, wie schon beim Indikator Wassererosion, dass die Variante „100-Mean“ die Variante mit der geringsten Abweichung zu den Ausgangsdaten darstellt. Die Variante „100-Max“ überschätzt den Anteil gut geeigneter und unterschätzt den Anteil weniger geeigneter Flächen. In der Variante „500-max“ wird dieser Effekt noch erheblich verstärkt. Und beim Hochskalieren vom 25-m-Raster zum 500-m-Raster in der Variante „500-Mean“ verschwinden fast alle guten Werte hinsichtlich der Lebensraumeignung durch die Mittelwertbildung, so dass auf die beiden besten Klassen 1- und 2-Amph gar keine Flächen mehr entfallen. Für die standortabhängige Bewertung wird daher die Variante „100-Mean“ weiterverwendet.

Standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV*ST-Amph)

Bei der standortabhängigen Bewertung der Produktionsverfahren wird eingeschätzt, welches pflanzenbauliche Verfahren für den Amphibienschutz auf welchem Standort am effektivsten eingesetzt werden kann. Die „amphibienfreundlichen“ Verfahren sollen möglichst auf denjenigen Flächen platziert werden, wo aufgrund einer hohen standortbezogenen Lebensraumeignung auch mit vielen Amphibien gerechnet werden muss. Auf Flächen ohne Lebensraumeignung würde ein solches Verfahren nicht den gewünschten Effekt erzielen, sondern würde ins Leere laufen. Erhält eine Verfahrens-Standortkombination einen hohen Zielerreichungsgrad (ZEG-PV*ST), so ist mit einem hohen Zielbeitrag für den Amphibienschutz zu rechnen, bei einem $ZEG-PV*ST = 0$ wäre der Beitrag zum Amphibienschutz dagegen gleich Null. Abb. 48 zeigt beispielhaft für eine Standorteinheit (Grid 40710) der Aufbereitungsvariante „100-Mean“ mit sehr hoher Lebensraumqualität für Amphibien (Standorteignungsklasse 1-Amph) die standortabhängige Eignung (ZEG-PV*ST, Mittelwert, Spannweite) für die verschiedenen Produktionsalternativen ausgewählter Kulturen. Je nach Produktionsalternative der Kultur kann die standortabhängige Eignung erheblich variieren und damit auch der Beitrag zum Amphibienschutz. Für Speisekartoffeln sind einige Anbaualternativen in der Detailtabelle näher erläutert. So wird die Standardanbauvariante im integrierten Anbau am schlechtesten eingestuft. Im Vergleich dazu schneidet die Anbauweise „04“ besser ab, da hier nicht mineralisch gedüngt wird und somit auch keine Gefahr für die Amphibien besteht, düngungsbedingte Verätzungen zu erleiden. Die beste Bewertung erhält eine Anbauvariante des organischen Landbaus, da hier nicht nur nicht mineralisch gedüngt wird, sondern auch keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden.

⁵² Diese Auswertung bezieht sich nur auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LN), betrachtet man die Gesamtfläche und bezieht auch natürliche und halbnatürliche, an Ackerland angrenzende, Flächen mit ein, ist die Aufteilung wesentlich günstiger, hier soll jedoch ausschließlich die LN betrachtet werden.

Abb. 48: Standortabhängiger Zielerreichungsgrad verschiedener Anbauvarianten ausgewählter Kulturen* (Grid 40710, Standorteignungsklasse: 38-1-Amph)



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Das Modell zeigt ein weiteres Beispiel für eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren. Im Gegensatz zum Indikator Wassererosion, können für den biotischen Indikator Rotbauchunke nur qualitative Bewertungen anhand eines dimensionslosen Indexwertes abgeleitet werden. Quantitative Aussagen hinsichtlich der Populationsentwicklung sind nicht möglich, da es dafür notwendig wäre, auch andere Faktoren, die die Lebensraumqualität von Amphibien beeinflussen, wie z.B. den Verlauf des Straßennetzes und das Verkehrsaufkommen, zu berücksichtigen.

4.7 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Feldlerche

Die noch vor wenigen Jahrzehnten überaus häufig vorkommende Feldlerche (*Alauda arvensis*) ist heute in weiten Teilen Europas in ihrem Bestand rückläufig (u.a. TOEPFER & STUBBE 2001; SCHÖN 1999; GREGORY & BAILLIE 1998; WAKEHAM-DAWSON & AEBISCHER 1998a; WILSON et al. 1997; POULSEN, 1996; FULLER et al., 1995). Auch in Deutschland wird über den Rückgang der Feldlerche und anderen typischen Feldvögeln berichtet (KEMPKENS 1998). Die Feldlerche gilt daher nach § 10 (2) Nr. 10 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG 2002) als besonders geschützte Art und steht aufgrund der besorgniserregenden Bestandsentwicklung seit 2002 auf der Vorwarnliste der Roten Liste der Brutvögel in Deutschland (BAUER et al. 2002).

Box 25: Hintergrundinformationen: Feldlerche (*Alauda arvensis*)

Biologie der Feldlerche

Die Feldlerche wird etwa 180 mm lang und erreicht ein Gewicht von 17-55 g. Als echter Steppenbewohner bevorzugt sie das offene Gelände und ist v.a. auf landwirtschaftlichen Kulturflächen weit verbreitet. Zum Schutz vor Prädatoren meidet sie die Nähe von Gebüsch und Bäumen. Die Größe der Territorien liegt bei ca. 2-5 ha. Die Brutzeit beginnt i.d.R. im April und dauert bis Juli (je nach Witterung auch März bis August). Ackerflächen stellen den vorwiegenden Reproduktionsraum dar. Je Nest werden jeweils 3-5 Eier abgelegt, insgesamt sind 2-3 Bruten im Jahr möglich. Die jungen Feldlerchen verlassen im Alter von 8-10 Tagen das Nest. Zunächst bewegen sie sich hüpfend fort, ab Tag 16-20 können sie fliegen.

Dass die Küken das Nest bereits vor dem Flüggewerden verlassen, dient u.U. zur Steigerung der Überlebensrate. Ab Tag 30 sind sie selbstständig. Die Jungen werden von beiden Elternteilen versorgt. Als Nahrung im Sommer dienen überwiegend Insekten und andere Gliedertiere. Im Winter werden v.a. Samen von Wildpflanzen, Getreidekörner, in geringem Maße auch grüne Pflanzenteile, aufgenommen. Lerchen sind je nach Verbreitungsgebiet Zug-, Strich- oder Standvögel. In Mittel- und Westeuropa ansässige Populationen überwintern i.d.R. in Südeuropa bzw. verbleiben vereinzelt auch im Brutgebiet.

(zusammengestellt nach DONALD et al. 2002; PERKINS et al. 2000; DAUNICHT et al. 1996; POULSEN 1996; ZAHRADNIK & CIHAR 1996 und PÄTZOLD 1994)

Da die Bestandsrückgänge der Feldlerche zeitlich mit starken Veränderungen der landwirtschaftlichen Managementpraktiken übereinstimmen, wird in erster Linie die Intensivierung in der Landwirtschaft⁵³ in den letzten Jahrzehnten als wichtigste Rückgangsursache angesehen (ERAUD & BOUTIN 2002; VICKERY et al. 2002; HENDERSON et al., 2000; MASON & MACDONALD 1999; POULSEN et al. 1998; ODDERSKAER et al. 1997; FULLER et al., 1995).

4.7.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Feldlerchen sind als Bewohner des offenen Geländes häufig auf landwirtschaftlichen Kulturflächen anzutreffen und daher unmittelbar durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen betroffen (GREGORY & BAILLIE 1998). Die enge Beziehung zwischen Feldlerchenvorkommen und

⁵³ Als weitere Ursachen können auch Faktoren wie Prädation, Krankheiten oder Klimawandel am Rückgang der Feldlerche beteiligt sein (MASON et al. 2000).

Landwirtschaft ist zahlreich dokumentiert. Als wichtige Einflussgrößen der landwirtschaftlichen Landnutzung werden u.a. die folgenden Faktoren benannt: Art und Diversität der Ackerkulturen innerhalb der Fruchtfolge sowie der Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden (z.B. FUCHS & SAACKE 2003; WILSON et al. 1997; DAUNICHT et al. 1996).

Die angebaute **Kulturart** hat einen wesentlichen Einfluss auf die Habitateignung einzelner landwirtschaftlicher Kulturflächen, da jede Kultur den Vögeln andere Nahrungs-, Deckungs- und Brutbedingungen bietet (DELGADO & MOREIRA 2002). Begründet durch die kulturspezifische Vegetationsentwicklung kann die Präferenz der einzelnen Kulturen zeitlich erheblich variieren (CHAMBERLAIN et al. 2000; PERKINS et al. 2000). Eine Nutzung über die gesamte Vegetationsperiode durch die Feldlerche wurde insbesondere für Stilllegungen, Luzerne, Sommergetreide und Grünland festgestellt (ERAUD & BOUTIN 2002; TOEPFER & STUBBE 2001). Eine frühe Nutzung, häufig verbunden mit einer späteren Aufgabe der Territorien in den Kulturen, tritt bei Wintergetreide und Winterraps auf (u.a. SCHÖN 1999). Die Territorien werden i.d.R. verlassen, wenn die Vegetation zu hoch und zu dicht wird (vgl. VICKERY et al. 2002; CHAMBERLAIN et al. 1999). Als kritische Höhe, bei der Feldlerchen anfangen, ihre Territorien aufzugeben, werden 30-50 cm⁵⁴ genannt (CHAMBERLAIN et al. 2000). Eine Spätnutzung wurde für Mais, Zuckerrübe und Sonnenblume festgestellt (TOEPFER & STUBBE 2001; WILSON et al. 1997). Bei diesen Kulturen mit langsamer Jugendentwicklung fehlt zunächst die Deckung durch den Pflanzenbestand vor Prädatoren und ungünstiger Witterung sowie ein ausreichendes pflanzliches und tierisches Nahrungsangebot für die Vögel und ihre Brut (BACHINGER et al. 2002).

Aufgrund der zeitlichen Varianz in der Präferenz einzelner Kulturen, wirkt sich die Diversität verschiedener Kulturen in einer Landschaft sehr vorteilhaft auf das Feldlerchenvorkommen aus (CHAMBERLAIN et al. 2000; ODDERSKAER et al. 1997; WILSON et al. 1997). Nach Untersuchungen von ERAUD & BOUTIN (2002) umfassten 80 % der Territorien der Feldlerchen mehr als eine Kultur. Das Nebeneinander verschiedener Kulturen erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass ein Bereich immer eine ausreichende Eignung als Nahrungs-, Deckungs- oder Bruthabitat aufweist. Allerdings müssen Feldlerchenpaare, die unterschiedliche Kulturen zeitgleich als Brut- bzw. Futterhabitat nutzen, im Durchschnitt die doppelte Distanz beim Beuteerwerb und Füttern der Küken zurücklegen wie Paare, bei denen Brut- und Futterhabitat identisch sind (DONALD et al. 2001c).

Einen weiteren wesentlichen Einfluss auf die Habitatqualität einer landwirtschaftlichen Fläche haben die im Rahmen des Anbaumanagements durchgeführten einzelnen **Arbeitsgänge** (HERRMANN 2000; pers. Mit.). Die einzelnen Arbeitsgänge können entweder direkte oder indirekte Wirkungen auf die Feldlerche zeigen. Zu den direkten Wirkungen zählen u.a. die Tötung von Individuen bzw. die Zerstörung von Nestern und Bruten (DONALD et al. 2002; WILSON et al. 1997). Als kritische Arbeitsgänge sind hier u.a. Schnitt- bzw. mechanische Pflegemaßnahmen (z.B. Striegeln) zu nennen (BACHINGER et al. 2002; ERAUD & BOUTIN 2002; MASON & MACDONALD 2000; WILSON et al. 1997). Auf Flächen mit späteren Bruten kommen hierfür auch Erntemaßnahmen in Frage (DONALD et al. 2002). Zu den indirekten Wirkungen zählen u.a. Verlust von Deckung durch z.B. Schnittmaßnahmen (z.B. WAKEHAM-DAWSON et al. 1998b) oder die

Reduktion von Nahrungsressourcen. So führt z.B. der Stoppelumbruch zur Verknappung der Nahrungsressourcen im Spätsommer und Herbst (DONALD et al. 2001a: 541). Selbst wenn weder Deckungs- noch Nahrungsverlust verursacht wird, kann allein die Störung dazu führen, dass Nester verlassen werden, was das Verhungern der Brut zur Folge hat (WILSON et al. 1997). Eine fehlende oder möglichst geringe Störung ist für die Feldlerche insbesondere während der Reproduktionsphasen essentiell (FUCHS & SAACKE 2003).

Eine hohe **N-Düngung** begünstigt ein schnelles Wachstum der Kultur und führt zu homogenen Pflanzenbeständen mit hoher und dichter Vegetation (FUCHS & SAACKE 2003). Dies geht i.d.R. mit einer Verschlechterung des Mikroklimas (schattige, feuchtere Bestände) und der Verringerung der Nahrungsbedingungen für die Vögel einher, da sich in dichten Kulturbeständen weniger Begleitarten etablieren. Die Ausschaltung der Ackerbegleitflora bedeutet gleichzeitig den Verlust an Nahrungspflanzen für abhängige Tierarten, u.a. viele Gliedertiere, die zum Beutespektrum der Feldlerche gehören. Der Bestand ist für die Futtersuche bzw. Brut entwertet und wird nicht mehr von den Vögeln aufgesucht (vgl. BACHINGER et al. 2002; ERAUD & BOUTIN 2002; WILSON et al. 1997; FULLER et al. 1995). Ausnahmen stellen die Fahrspuren oder evtl. vorhandene offene Stellen im Bestand dar, da hier i.d.R. die Vegetation nur spärlich und niedrig ist und somit ausreichend gute Bedingungen für die Brut und zudem Bewegungsfreiheit bei der Futtersuche gewährleistet (FUCHS & SAACKE 2003; PERKINS et al. 2000; SCHÖN 1999; WAKEHAM-DAWSON & AEBISCHER 1998a; DAUNICHT et al. 1996). Die Präferenz für den Aufenthalt in den Fahrspuren gegenüber dem Bestand nimmt nach ODDERSKAER et al. (1997) kontinuierlich mit zunehmender Höhe und Dichte des Bestandes zu.

Auch die Ausbringung von **Pestiziden** ist ungünstig für die Feldlerche (MASON & MACDONALD 2000; ODDERSKAER et al. 1997; WILSON et al. 1997; FULLER et al. 1995). Pestizide bewirken eine direkte Verknappung der Nahrungsressourcen, sowohl der pflanzlichen durch den Einsatz von Herbiziden als auch der tierischen Beutetiere durch den Einsatz von Insektiziden. Hinzu kommen additive indirekte Effekte, da durch den Einsatz von Herbiziden Wirtspflanzen phytophager Insekten beseitigt werden, was den Effekt der Nahrungsverknappung des tierischen Beutespektrums verstärkt (FUCHS & SAACKE 2003; BACHINGER et al. 2002; DONALD et al. 2002; DONALD et al. 2001c; POULSEN et al. 1998). Ebenfalls kritisch ist der Einsatz von Wachstumsregulatoren einzuschätzen, da diese den für die N-Düngung beschriebenen Effekt dichter und hoher Bestände noch verstärken (vgl. CHAMBERLAIN et al. 2000).

4.7.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung zum Schutz der Feldlerche in der Agrarlandschaft beizutragen, wurden die folgenden Bewertungsparameter berücksichtigt.

⁵⁴ Nach CHAMBERLAIN et al. (1999) erreicht Wintergetreide Höhen von 30-50 cm bereits ca. Mitte Mai, Sommergetreide dagegen im Durchschnitt erst ca. 3 Wochen später.

Tab. 44: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Feldlerche

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	<u>K</u> ulturabhängiger <u>E</u> ignungswert Feldlerche [-]	KE-Lerche
2	<u>T</u> ermin- und <u>a</u> rbeitsgangabhängige <u>S</u> törungswirkung Feldlerche [-]	TAS-Lerche
3	N-Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ N]	N
4	<u>B</u> ehandlungsindex Wachstumsregulatoren [-]	BIW
5	<u>B</u> ehandlungsindex <u>I</u> nsektizide [-]	BII
6	<u>B</u> ehandlungsindex <u>H</u> erbizide [-]	BIH

Unter dem **kulturabhängigen Eignungswert** (KE) werden alle kulturspezifischen, von der Bewirtschaftung unabhängigen Eigenschaften eines Kulturpflanzenbestandes zusammengefasst. Dazu zählt zum einen die durch den kulturtypischen Reihenabstand und das Anbaumuster bestimmte Bestandesarchitektur, die Einfluss auf Deckungsmöglichkeit, Bewegungsfreiheit sowie mikroklimatische Bedingungen für die Indikatorart nimmt. Des Weiteren geht in die Wertung die Eignung der Kultur als Nahrungspflanze für die Indikatorart selbst sowie deren Eignung als Wirtspflanze für mögliche Nahrungstiere des Indikators ein. Dazu wurden alle Kulturen nach dem Bewertungsschema KE in Tab. 45 durch Experten eingestuft (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.).

Tab. 45: Bewertungsschema KE: Kulturabhängiger Eignungswert

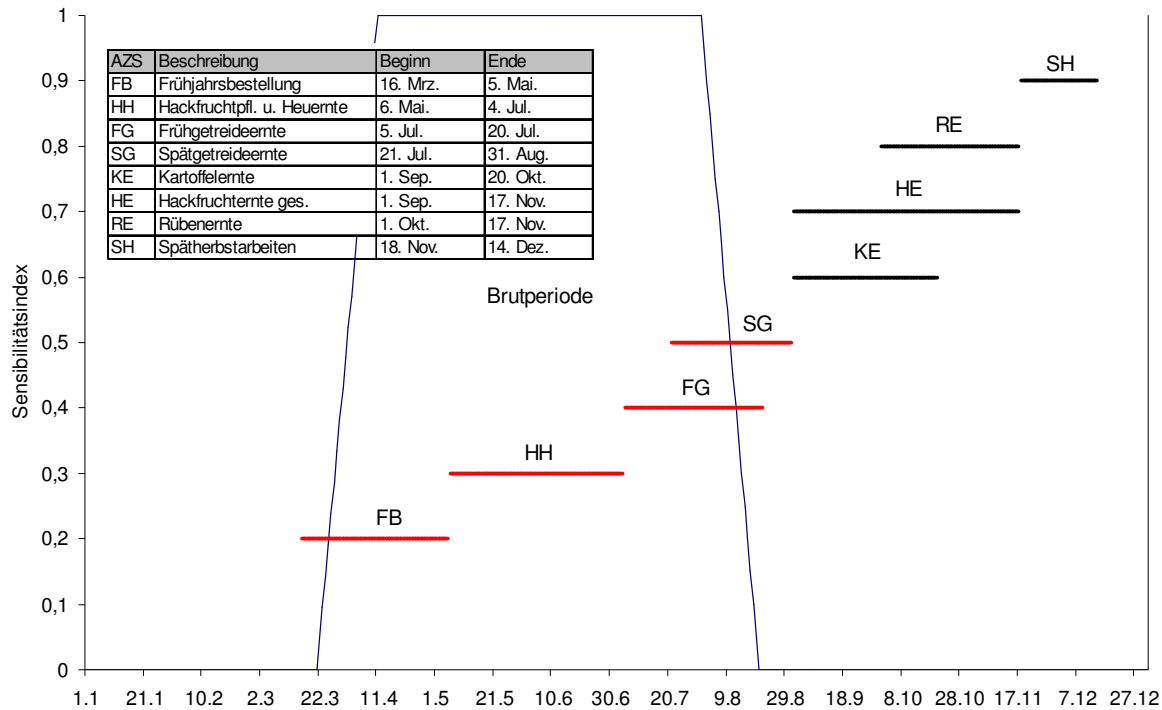
KE	Beschreibung
1	Die Kultur befriedigt die Ansprüche (hinsichtlich Deckung, Mikroklima, Nahrung etc.) der Indikatorart optimal
2	Die Ansprüche der Indikatorart werden zum Teil optimal, zum Teil gut befriedigt
3	Die Ansprüche der Indikatorart werden größtenteils gut bis ausreichend befriedigt
4	Die Ansprüche der Indikatorart werden nur ungenügend befriedigt
5	Die Bedingungen für die Indikatorart sind völlig unzureichend

Quelle: nach BERGER & STACHOW (2002; pers. Mit.)

Zur Bestimmung der **termin- und arbeitsgangabhängigen Störungswirkung** (TAS-Lerche) für die Feldlerche wird allen Arbeitsgänge eines Verfahren zunächst eine **arbeitsgangabhängige Störungswirkung** (AS) nach dem Bewertungsschema AS (vgl. Kap.4.6.2, Tab. 36) zugewiesen, der die Arbeitsgänge hinsichtlich ihres Gefahrenpotentials für die Feldlerche einstuft (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.). Die Einschätzung beruht auf der vom jeweiligen Arbeitsgang ausgehenden Störungs-, Verletzungs- bzw. Tötungsgefahr für die einzelnen Individuen einer Indikatorart bzw. ob ein Arbeitsgang zur vorübergehenden Entwertung einer Fläche als Habitat für die Art führt, z.B. wenn durch das Pflügen einer Fläche plötzlich keinerlei Nahrungs- und Deckungsmöglichkeiten mehr zur Verfügung stehen. Anschließend wird die **terminabhängige Störungswirkung** (TS) der einzelnen Arbeitsgänge in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Durchführung berücksichtigt (vgl. Kap. 4.6.2). Dazu wird jedem Tag des Jahres eine Sensibilität zugeordnet. Störungen während der Brutphase sind als besonders kritisch zu bewerten. Tage innerhalb der

Brutphase erhalten deshalb einen Sensibilitätswert von 1 (höchste Sensibilität), Tage außerhalb der Brutphase einen Wert von Null (keine Sensibilität). Da der Brutzeitraum, beeinflusst durch die Witterung, von Jahr zu Jahr schwanken kann, werden unscharfe Übergangszeiträume mit zunehmender bzw. abnehmender Sensibilität berücksichtigt (Abb. 49).

Abb. 49: Jahreszeitabhängige Sensibilität der Feldlerche (Brutphase) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL



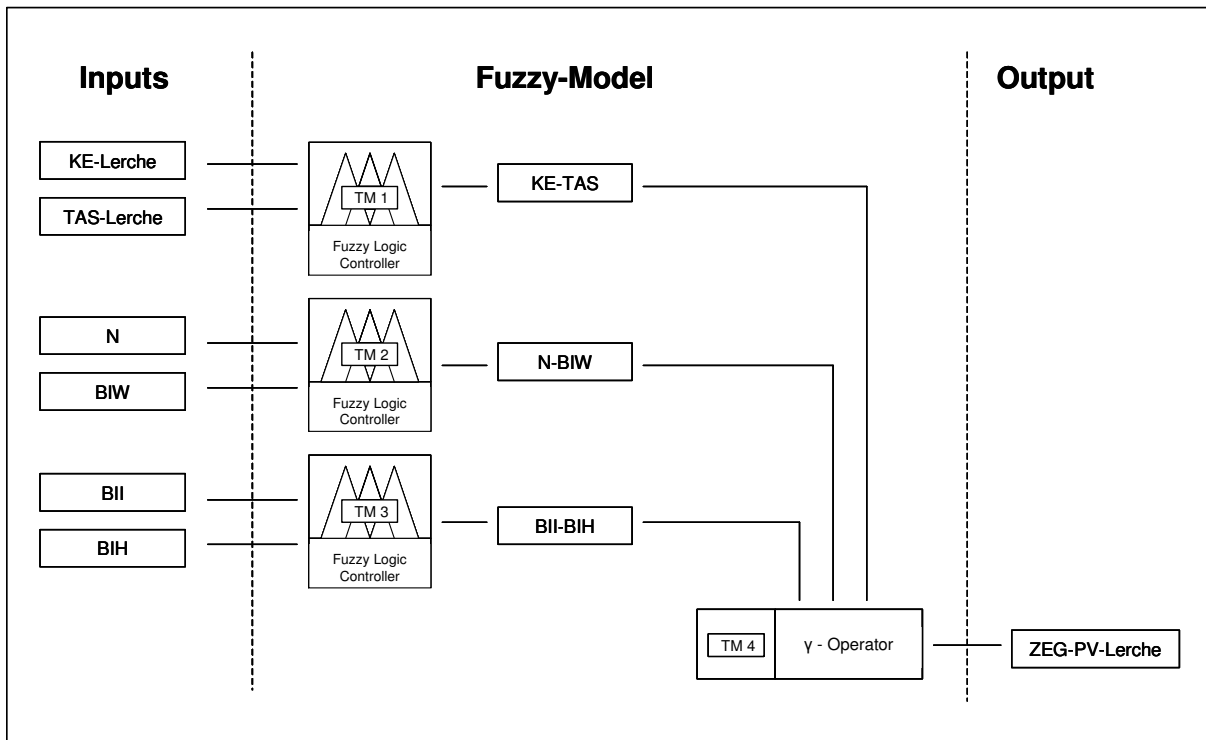
Quelle: Sensibilitäten nach BERGER & STACHOW (2002, pers. Mit.); Arbeitszeitspannen nach KTBL (1996: 60 f.)

Im nächsten Schritt wird durch Mittelwertbildung die TS je Arbeitszeitspanne (AZS) bestimmt, d.h. der Zeitspanne, die jedem Arbeitsgang als Zeitfenster der Durchführung zugewiesen ist. Die Berechnung des TAS je Arbeitsgang erfolgt nach Formel (20) (siehe Kap. 4.6.2).

Als mengenabhängige Kriterien werden die **Behandlungsindizes** für **Herbizide (BIH)**, **Insektizide (BII)** und **Wachstumsregulatoren (BIW)** sowie die Höhe der mineralischen und organischen **N-Düngung (N)** berücksichtigt. Die Behandlungsindizes werden gemäß Formel (19) bestimmt (vgl. Kap. 4.4.2). Die Berechnung der N-Düngung erfolgt nach Formel (9) (vgl. Kap. 4.2.2).

Abb. 50 stellt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren im Hinblick auf den Schutz der Feldlerche dar. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B – 11. Die Eingangsparameter KE-Lerche und TAS-Lerche werden im TM 1 verarbeitet, die Parameter N und BIW in TM 2 und die Parameter BII und BIH in TM 3. In TM 4 werden die Zwischenergebnisse aus TM 1-3 zum Gesamtergebnis unter Anwendung des γ -Operators verrechnet.

Abb. 50: Modell „Lerche-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für Feldlerchen



KE-Lerche	= Kulturabhängiger Eignungswert Feldlerche [-]
TAS-Lerche	= Termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung Feldlerche [-]
KE-TAS	= 1. Zwischenergebnis [-]
N	= N-Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ N]
BIW	= Behandlungsindex Wachstumsregulatoren [-]
N-BIW	= 2. Zwischenergebnis [-]
BII	= Behandlungsindex Insektizide [-]
BIH	= Behandlungsindex Herbizide [-]
BII_BIH	= 3. Zwischenergebnis [-]
ZEG-PV-Lerche	= Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Feldlerche [-]

4.7.3 Einflussfaktoren des Standorts

Generell ist die Feldlerche eine Vogelart mit großem Verbreitungsgebiet, die auf nahezu allen Kulturlflächen vorkommt. Allerdings meidet die Feldlerche Flächen, die mit höheren Saumstrukturen, wie z.B. Hecken oder Baumreihen umgeben sind (z.B. DONALD et al. 2001b; TOEPFER & STUBBE 2001; HENDERSON et al. 2000; MASON & MACDONALD 2000; CHAMBERLAIN et al. 1999; WAKEHAM-DAWSON et al. 1998b; WILSON et al. 1997). Dies dient wahrscheinlich der Vorsicht gegenüber Beutegreifern, die höhere Vegetationsstrukturen häufig als Ansitz nutzen (DONALD et al. 2001a). Nach Beobachtungen von WILSON et al. (1997) vermeiden Feldlerchen auch steile Hänge und schwere Böden, da diese nasser und damit weniger geeignet für den Nestbau sind.

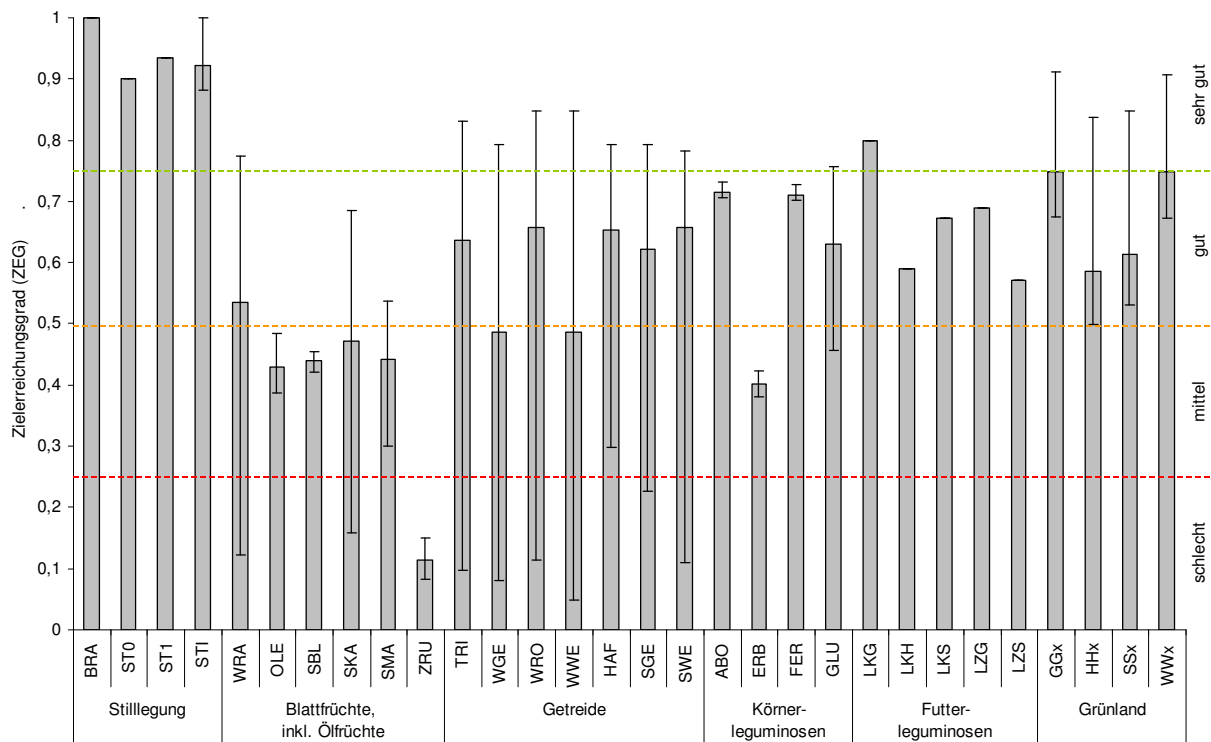
Eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren wurde für diesen Indikator nicht durchgeführt (siehe dazu Fußnote 28).

4.7.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-Lerche)

Abb. 51 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Produktionsalternativen je Kultur.

Abb. 51: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Lerche aller Verfahren je Kultur*



*Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Rotations- (ST*) und Dauerstilllegungen (BRA) werden mit Abstand am besten bewertet, da auf diesen Flächen i.d.R. kein Dünger sowie nur teilflächig Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden und hier nur eine Pflegemaßnahme stattfindet. Ebenfalls gut bis sehr gut wird der mehrjährige Futterbau (L**) eingeschätzt. Aufgrund der höheren Anzahl an kritischen Arbeitsgängen (häufige Schnitte, Wendemaßnahmen), wird die Silage- (L*S) und Heunutzung (L*H) jeweils schlechter eingestuft als die Grünlandnutzung (L*G). Grünland wird als gut bis sehr gut eingestuft. Auch hier wird die Heu- und Silagenutzung, wie beim mehrjährigen Futterbau, weniger günstig eingeschätzt. Bei insgesamt hoher Varianz für die Getreidearten wird Sommergetreide (HAF, SGE, SWE) besser bewertet als Wintergetreide (v.a. WGE, WWE), die für einzelne Verfahren extrem schlechte Einstufungen erhalten. Allerdings erzielen auch Winterroggen (WRO) und Triticale (TRI) im Durchschnitt eine gute Bewertung, da hier im Vergleich weniger Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden und damit von einem höheren Nahrungsangebot (Ackerwildkräuter, Insekten) für die Vögel ausgegangen wird. Mit Abstand am schlechtesten wurde die Zuckerrübe (ZRU) eingeschätzt. Der Grund dafür ist das hohe Störungspotenzial durch kritische Arbeitgänge sowie ein hohes Düngungs-

und Pflanzenschutzmittelniveau (v.a. Herbizide).

Bei allen Kulturen, für die sowohl Verfahren für den integrierten als auch organischen Anbau definiert wurden, schneiden die organischen Verfahren i.d.R. besser ab, da hier generell auf Pflanzenschutzmittel verzichtet wird und von einem höherem Nahrungsangebot (Ackerwildkräuter, Insekten) ausgegangen wird.

Tab. 46: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Lerche über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:				Körnerleg.:			
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,17	0,18	0,39	0,24	0,20	0,26	0,14	0,32	0,32	0,24	0,50
	Min	0,12	0,16	0,30	0,10	0,08	0,11	0,05	0,30	0,23	0,11	0,46
	Max	0,26	0,20	0,42	0,38	0,32	0,42	0,30	0,36	0,38	0,37	0,53
Org.	MW	0,72	0,60	0,51	0,77	0,74	0,77	0,80	0,72	0,72	0,73	0,72
	Min	0,65	0,57	0,50	0,69	0,66	0,67	0,70	0,64	0,64	0,65	0,71
	Max	0,77	0,68	0,54	0,83	0,79	0,85	0,85	0,79	0,79	0,78	0,76

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Vergleicht man die Ergebnisse mit verfügbaren Untersuchungen, ergeben sich gute Übereinstimmungen. Insbesondere die positive Einstufung von Stilllegungen wird durch zahlreiche Studien belegt (z.B. ERAUD & BOUTIN 2002; DONALD et al. 2001a; HENDERSON et al. 2000; CHAMBERLAIN et al. 1999, WILSON et al. 1997 sowie POULSEN et al. 1998). Im Hinblick auf den mehrjährigen Futterbau, stellten ERAUD & BOUTIN (2002) in Luzerne (sowie auch Stilllegungen) im Vergleich zu anderen Fruchtarten eine höhere Anzahl an geschlüpften Feldlerchenjungen fest. Grünland wurde von POULSEN et al. (1998; vgl. POULSEN 1996) ebenfalls als sehr positiv für Feldlerchen eingestuft, wobei nach ODDERSKAER et al. (1997, vgl. auch WILSON et al. 1997) für Heu- und Silagenutzung von einer geringeren Eignung auszugehen ist, was sich ebenfalls mit den Bewertungen deckt. Allerdings weist WILSON et al. (1997) bei Weidenutzung darauf hin, dass die Eignung für die Feldlerche bei intensiver Beweidung abnimmt, da die Gefahr des Zertrampels von Nestern gegeben ist. Zudem ist auf stark beweideten Flächen die Grasnarbe oft zu kurz, um für Feldlerchen noch attraktiv zu sein (WAKEHAM-DAWSON & AEBISCHER 1998a).

Was den Vergleich der Verfahren des organischen und integrierten Landbaus anbetrifft, stellten WILSON et al. (1997) fest, dass organisch bewirtschaftete Flächen signifikant höhere Feldlerchen-dichten in der Brutsaison unterstützen als intensiver genutzte Ackerflächen. Als Begründung führen sie an, dass die Bestände i.Allg. weniger dicht und hoch sind und daher von den Feldlerchen bevorzugt werden (vgl. auch FUCHS & SAACKE 2006). VICKERY et al. (2002) und auch HOLE et al. (2005) gehen zusätzlich von einem höherem Nahrungsangebot, bestehend aus Begleitflora und Invertebraten, aus.

4.8 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für den Feldhasen

Für den Feldhasen (*Lepus europaeus*) ist während der letzten Jahrzehnte in Mitteleuropa ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen (MLUR 2003). Mitte der 90er Jahre war nur noch ein Zehntel des Bestandes von 1910 vorhanden (LÖFFLER 1995). Ein dramatischer Rückgang zeichnete sich für die damalige DDR in den 60er Jahren und für die alte Bundesrepublik ca. 20 Jahre später ab (WEGENER 2000). In Ostdeutschland entfiel im Zeitraum 1961-65 noch ca. ein Drittel des Wildaufkommens auf Niederwild, darunter v.a. Feldhasen. Dieser Anteil sank bis Mitte der 80er Jahre auf 2 % ab und ist heute nahezu bedeutungslos (AHRENS 2001).

Box 26: Hintergrundinformationen: Feldhase (*Lepus europaeus*)

Biologie des Feldhasen

Ein ausgewachsener Feldhase wird bis zu 80 cm lang, das Körpergewicht liegt bei ca. 2,5-7 kg. Feldhasen sind überwiegend dämmerungs- und nachtaktiv. Ihr Streifgebiet umfasst bis ca. 50 ha. Hasen können eine Geschwindigkeit von bis zu 70 km * h⁻¹ erreichen, bis zu 2,70 m weit springen und Hindernisse bis 2 m Höhe überwinden. Ihr Geräuschrepertoire reicht vom Fauchen über Knurren, Klagen bis hin zum Quieken und Fiepen. Als Nahrung dienen ihnen v.a. Kräuter und Gräser, aber auch Früchte, Beeren, Knospen sowie Laubholzrinde. Feldhasen sind „Opportunisten“, sie nutzen ein breites Spektrum an verschiedenen Pflanzenarten und ihre Nahrung variiert je nach Verfügbarkeit. Eine Besonderheit ist das Ausscheiden zweier Sorten von Kot. Neben dem Hartkot wird im Blinddarm ein sehr Vitamin-B1-reicher Weichkot gebildet, der gleich nach Ausscheidung wieder aufgenommen wird. Die Fortpflanzungsperiode dauert von Januar-September. Je Wurf werden 2-4 Junge geboren, die Tragezeit beträgt 42-43 Tage. Üblich sind drei, seltener vier Würfe im Jahr. Die Junghasen werden

sehend und völlig behaart geboren und 25-30 Tage von ihrer Mutter gesäugt. Die Sterblichkeit der Junghasen ist sehr hoch und kann in manchen Jahren bis zu 100 % betragen, denn im Gegensatz zum Kaninchen legen Feldhasen keinen schützenden Bau an, die Hasenmütter scharren lediglich eine flache Mulde, die „Sasse“. Als Überlebensstrategie verteilt die Häsinnen ihre Jungen über eine größere Distanz, um zu verhindern, dass der gesamte Wurf z.B. einem Prädator zum Opfer fällt. Eine weitere Besonderheit des Feldhasen ist die „Superfötation“, d.h. in der Gebärmutter können Junge verschiedenen Alters parallel heranreifen. Nach dem ersten Wurf kann bereits zwölf Tage später der zweite Wurf zur Welt kommen. Der Feldhase ist ein Bewohner offener Landschaften und Steppengebiete. Als Kulturfolger besiedelt er in Mitteleuropa v.a. landwirtschaftliche Flächen, kommt aber auch in Wäldern vor. Hasen gelten als relativ standorttreu. (zusammengestellt nach MLUR 2005; AHRENS 2001; DINGKUS & MONTGOMERY 2001; STRAUß & POHLMAYER 2001; VU 2000; LÖFFLER 1995)

In Brandenburg sind Feldhasen im gesamten Gebiet verbreitet. Im Durchschnitt lag die Frühjahrsbesatzdichte in den letzten Jahren bei 5-6 Hasen je 100 ha. Es wird davon ausgegangen, dass im Frühjahr 2002 in Brandenburg mindestens 80.000 bis 100.000 Feldhasen vorkamen. Gegenüber dem Jahr 2000 bedeutete dies zwar eine leichte Zunahme, dennoch sind weiterhin Maßnahmen zur Stabilisierung und Erhöhung der Populationen erforderlich (MLUR 2003). Der Feldhase wird in der Roten Liste Brandenburgs als „stark gefährdet“ (Kategorie 2) geführt, für Deutschland gilt die Einstufung in Kategorie 3: „gefährdet“ (THOMS & ZERNING 2003).

Obwohl generell noch Forschungsbedarf bei der Klärung der Ursachen konstatiert wird, sind sich die meisten Autoren darüber einig, dass der Rückgang des Feldhasen auf einen Faktorenkomplex zurückzuführen ist (vgl. AHRENS 2001; STRAUß & POHLMAYER 2001; VIERHAUS 2001; LÖFFLER

1995; GORETZKI et al. 1994; SPITTLER 2001; BLEW & HEIDEMANN 1994). Neben Einflussfaktoren wie Witterung und mit dem Witterungsgeschehen in engem Zusammenhang stehende Infektionskrankheiten⁵⁵, Bebauung und Versiegelung von Landschaft, verstärkte Freizeitaktivitäten⁵⁶, Zerschneidung von Lebensräumen durch Infrastrukturen, Verluste durch den Straßenverkehr⁵⁷, unvorsichtige Bejagung⁵⁸ sowie steigenden Beutegreiferdruck⁵⁹ wird v.a. der Landwirtschaft eine entscheidende Rolle beim Rückgang des Feldhasen zugeschrieben (MLUR 2005; LUNDSTRÖM-GILLIERON & SCHLAEPFER 2003; VAUGHAN et al. 2003; AHRENS 2001; STRAUß & POHLMAYER 2001; LÖFFLER 1995; BLEW & HEIDEMANN 1994; TOTTEWITZ 1993; SPITTLER 1987).

4.8.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Im Zentrum der Diskussion über den Einfluss landwirtschaftlicher Aktivitäten stehen v.a. der Verlust an Habitatdiversität durch die Ausräumung von Landschaftselementen oder die Einengung des Fruchtartenspektrums, die zunehmende Mechanisierung und Veränderungen in Anbau- und Pflegemanagement einzelner Kulturen sowie der Einsatz von Agrochemikalien (VAUGHAN et al. 2003; MLUR 2005; AHRENS 2001; STRAUß & POHLMAYER 2001; LÖFFLER 1995; BLEW & HEIDEMANN 1994; TOTTEWITZ 1993; SPITTLER 1987).

Landschaftsstrukturen, wie z.B. Gehölzinseln und -streifen, Hecken oder Gras- und Krautfluren können Deckung und Nahrung bieten, insbesondere, wenn die Vegetation auf den Ackerflächen noch wenig entwickelt ist. Bei **Ausräumung von Landschaftselementen** fehlen wichtige Ausweichmöglichkeiten bei Nahrungsmangel und die Hasen finden nur unzureichende Deckung vor Beutegreifern und ungünstigen Klimabedingungen (DINGERKUS & MONTGOMERY 2001; BLEW & HEIDEMANN 1994; TOTTEWITZ 1993; TAPPER & BARNES 1986).

Auch die angebaute **Kultur** ist von Bedeutung für das Vorkommen von Feldhasen auf Ackerflächen, da diese u.a. die Nahrungs- und Deckungsbedingungen sowie die Bewegungsfreiheit im Bestand beeinflusst (z.B. LUNDSTRÖM-GILLIERON & SCHLAEPFER 2003; VAUGHAN et al. 2003; AHRENS & GORETZKI 2001; LEWANDOWSKI & NOWAKOWSKI 1993; TAPPER & BARNES 1986; BARNES et al. 1983). Insgesamt ist zu beobachten, dass Feldhasen die Vielfalt schätzen und dass die Präferenz einer Kultur auch durch die umstehenden Kulturen beeinflusst wird, so sind bestimmte räumliche Konstellationen verschiedener Kulturen beim Hasen besonders beliebt (FUCHS 2004,

⁵⁵ Infektion mit Viren (z.B. European Brown Hare Syndrome (EBHS), Myxomatose, Papillomatose), Bakterien (Pseudotuberkulose, Pasteurellose, Brucellose, Tularämie, Staphylokokkose) oder Parasiten (Kokzidiose, Toxoplasmose, Magen-Darm- bzw. Lungenwürmer) werden durch Stress, wie ungünstige Witterung oder Nahrungsmangel begünstigt und können Feldhasenpopulationen erheblich dezimieren (FRÖLICH et al. 2001; LÖFFLER 1995; GORETZKI et al. 1994; BLEW & HEIDEMANN 1994). Nach STRAUß & POHLMAYER (2001) sind sie jedoch nicht maßgeblich für den anhaltenden Rückgang des Feldhasen verantwortlich.

⁵⁶ Die Bebauung und Versiegelung von Landschaft sowie verstärkte Freizeitaktivitäten wird aufgeführt bei AHRENS (2001).

⁵⁷ Zu den Rückgangsursachen Zerschneidung von Lebensräumen und Verkehrsaufkommen vgl. u.a. BLEW & HEIDEMANN (1994), GORETZKI et al. (1994) sowie STRAUß & POHLMAYER (2001).

⁵⁸ Die "unvorsichtige" Bejagung ohne Kenntnis der Populationsdichten wird u.a. bei BLEW & HEIDEMANN (1994) sowie GORETZKI et al. (1994) als Rückgangsursache angeführt.

⁵⁹ Im Zusammenhang mit dem steigenden Beutegreiferdruck werden in der Literatur die folgenden Tierarten aufgelistet: Fuchs, Dachs, Marderhund, Steinmarder, Hermelin, Waschbär und Mink sowie Greifvögel, Eulen und Rabenvögel (vgl. AHRENS 2001; AHRENS & GORETZKI 2001 sowie GORETZKI et al. 1994).

pers. Mit.; vgl. TAPPER & BARNES 1986). Nach Untersuchungen von LEWANDOWSKI & NOWAKOWSKI (1993) sind die Tiere innerhalb von Monokulturen v.a. in den Bereichen mit erhöhter Vegetationsvariabilität und an den Feldgrenzen anzutreffen.

Als Rückgangsursache wird auch die steigende **Mechanisierung** in der Landwirtschaft und der Einsatz immer größerer Maschinen mit höherer Arbeitsbreite und -geschwindigkeit genannt (MLUR 2005; GORETZKI et al. 1994). Verluste durch den Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen gibt es u.a. beim Mähen (SPITTLER 2001). Insbesondere Junghasen scheinen bei Mahdmaßnahmen, v.a. beim Einsatz von Kreiselmäherwerken, getötet zu werden (vgl. FUCHS & SAACKE 2006; LÖFFLER 1995). Dies wird mit dem Verhalten von Junghasen begründet, die bei Gefahr nicht mit Flucht reagieren wie adulte Hasen, sondern sich i.d.R. nur wegducken und so dem Mähwerk trotzdem zum Opfer fallen. Als Schutzmaßnahme ist eine Anhebung der Schnitthöhen geeignet, wobei eine Veränderung der Schnitthöhe auf von den üblichen 5-7 cm auf 10 cm als ausreichend erscheint (KNAUER 2004). AHRENS & GORETZKI (2001) empfehlen auch, die Mahd möglichst spät, nicht vor Ende Juli bzw. Anfang August durchzuführen. Denn ihre Untersuchungen in den Jahren 1985-1990 zur Altersstruktur beim Feldhasen zeigten eine ungünstige Entwicklung auf. Während früher die Populationen aus etwa 70 % Jung- und 30 % Althasen bestanden, lag der Junghasenanteil im untersuchten Zeitraum meistens unter 10 %, was auf eine sehr hohe Verlustrate bei den ersten Sätzen im Jahr hindeutete, für die v.a. der Maschineneinsatz zur Bestellung und Pflege der landwirtschaftlichen Kulturen verantwortlich gemacht wurde. Auch bei Grünland zeichnet sich eine stärkere Mechanisierung ab, da es heute häufig für Silagegewinnung genutzt wird (VAUGHAN et al. 2003; SPITTLER 2001). Im Kontext der stärkeren Mechanisierung in der Landwirtschaft wird auch der sogenannte „Ernteschock“ diskutiert (MLUR 2005), d.h. das Abernten großer Flächen innerhalb kürzester Zeit, so dass die Hasen auf den Ackerflächen nicht mehr genügend Nahrung finden können.

Des Weiteren wird in der Literatur der Einsatz von **Agrochemikalien** (synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel) als Gefährdungsursache genannt (AHRENS & GORETZKI 2001; SPITTLER 2001; ANONYM 1995; LÖFFLER 1995; BLEW & HEIDEMANN 1994; GORETZKI et al. 1994). Zahlreiche **Pestizide** wurden bspw. im Muskelfleisch von Feldhasen festgestellt, darunter Organochlorpestizide, wie z.B. Lindan, Dieldrin, DDT sowie polychlorierte Biphenyle (BLEW & HEIDEMANN 1994). Durch den Einsatz von Herbiziden wird die Nahrungsvielfalt des Hasen an Ackerwildkräutern stark eingeengt (SPITTLER 2001). LÖFFLER (1995) spricht sogar von einem Nahrungsmangel für die Hasen, der durch die chemische Bekämpfung von Acker- und Wiesenkräutern verursacht wird. Diskutiert wird auch, ob Pestizide, insbesondere Fungizide, die Fruchtbarkeit von Feldhasen negativ beeinflussen können. Es ist jedoch noch nicht geklärt, inwieweit sich subletale Effekte auf die Reproduktivität des Hasen auswirken (SPITTLER 2001; MÜLLER 1996). Ebenso wenig sind evtl. synergetische Effekte mehrerer Wirkstoffe innerhalb des Organismus einzuschätzen (STRAUB & POHLMAYER 2001).

Ein weiterer Einflussfaktor ist die **Düngung** (BLEW & HEIDEMANN 1994). In gut gedüngten Kulturbeständen stehen die Pflanzen in der Regel so dicht und hoch, dass sich keine Ackerbegleitflora etablieren kann, die für den Feldhasen eine wichtige Nahrungsquelle darstellt (MLUR 2005). Außerdem kann nitratreiche Kost überhöhte Blutharnstoffwerte bei den Hasen zur Folge haben, was

wiederum Fruchtbarkeitsstörungen bewirken kann (LÖFFLER 1995). Weiterhin ist das Mikroklima in weniger dichten Beständen vorteilhafter (KNAUER 2004). Denn Feldhasen brauchen eine eher spärliche und niedrige Vegetation für die Futtersuche (FUCHS & SAACKE 2006). Auch organische Düngung scheint negative Effekte zu besitzen. So mieden Feldhasen Flächen, auf denen Mist bzw. Jauche ausgebracht worden war bis zu zwei Wochen lang (ANONYM 1995).

4.8.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung zum Schutz des Feldhasen in der Agrarlandschaft beizutragen wurden die folgenden Parameter heran gezogen.

Tab. 47: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren (Feldhase)

Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	<u>K</u> ulturabhängiger <u>E</u> ignungswert <u>F</u> eldhase [-]	KE-Hase
2	<u>T</u> ermin- und <u>a</u> rbeitsgangabhängige <u>S</u> törungswirkung <u>F</u> eldhase [-]	TAS-Hase
3	<u>B</u> ehandlungsindex <u>P</u> estizide [-]	BIP
4	<u>N</u> -Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ N]	N

Für den **kulturabhängigen Eignungswert (KE-Hase)** wurden alle Kulturen nach dem Bewertungsschema KE (vgl. Kap. 4.7.2, Tab. 45) bewertet (FUCHS 2004, pers. Mit.; WERNER et al. 2000). Der KE wird dabei als Habitatpotenzial einer Kultur ausgelegt, z.B. den Tieren Nahrung und Deckung zu bieten.

Zur Bestimmung der **termin- und arbeitsgangabhängigen Störungswirkung (TAS-Hase)** für den Feldhasen wird zunächst allen Arbeitsgängen eines Verfahren eine **arbeitsgangabhängige Störungswirkung (AS-Hase)** nach einem gegenüber Bewertungsschema AS (Tab. 36) leicht veränderten Bewertungsschema AS-Hase (Tab. 48) zugewiesen, der die Arbeitsgänge hinsichtlich ihres Gefahrenpotentials v.a. für die Junghasen einstuft (FUCHS 2004, pers. Mit.).

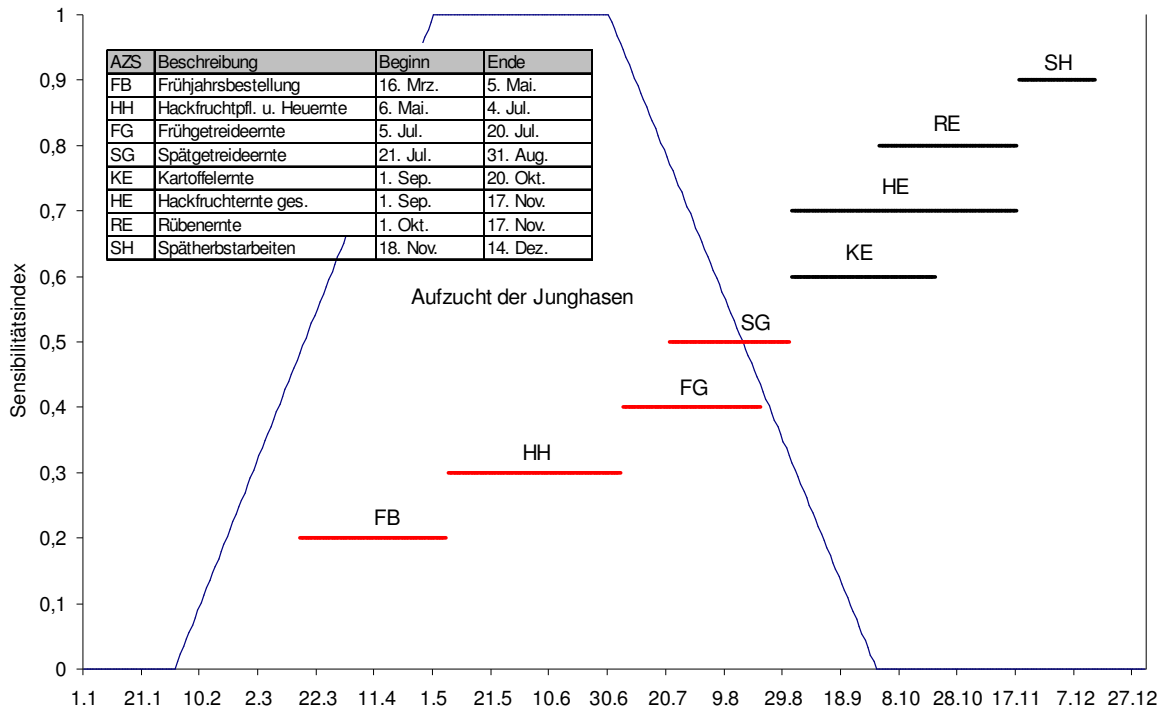
Tab. 48: Bewertungsschema AS-Hase: Arbeitsgangabhängige Störungswirkung Feldhase

AS-Hase	Beschreibung
0	keine nachweisbaren negativen Wirkungen
1	negative Wirkungen nur auf einzelne Jungtiere
2	negative Wirkungen auf viele Jungtiere
3	negative Wirkungen auf viele Jungtiere und adulte Individuen
4	negative Wirkungen auf alle Individuen

Quelle: nach FUCHS (2004, pers. Mit.).

Anschließend wird die **terminabhängige Störungswirkung (TS-Hase)** der Arbeitsgänge in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Durchführung berücksichtigt (vgl. Kap. 4.6.2).

Abb. 52: Jahreszeitabhängige Sensibilität des Feldhasen (Aufzucht der Jungen) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL



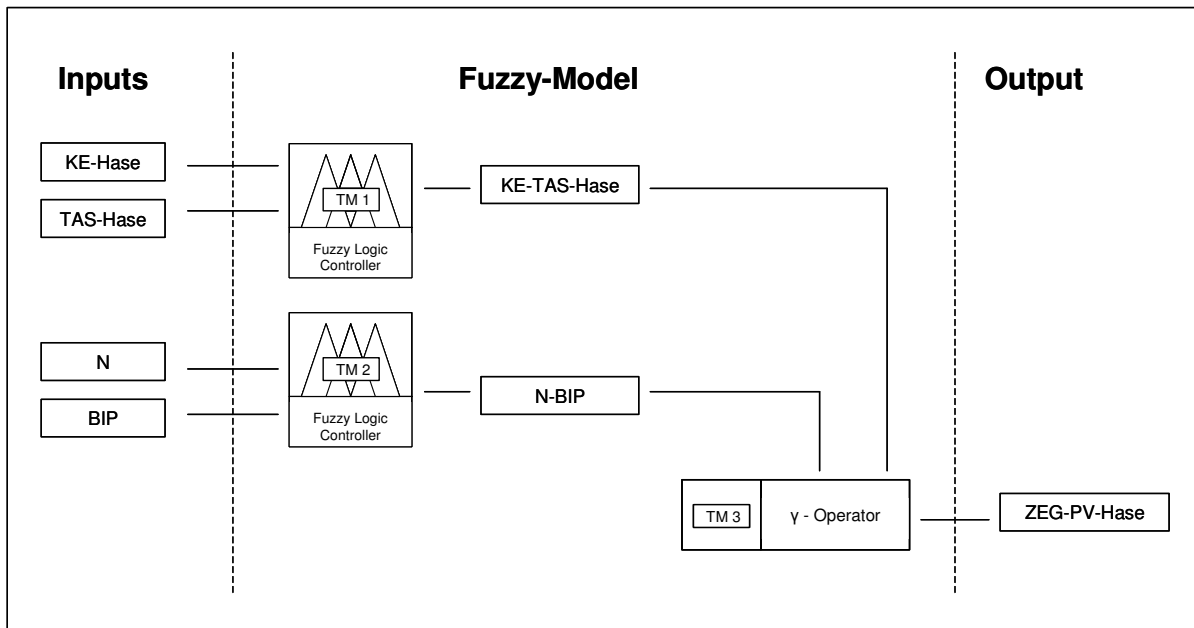
Quelle: Sensibilitäten nach FUCHS (2004, pers. Mit.); Arbeitszeitspannen nach KTBL (1996: 60 f.)

Für den Feldhasen wurde aufgrund der langen Reproduktionszeiträume eine sehr lange sensible Phase definiert, die den Zeitraum von Ende Januar bis Ende September umfasst, in dem Junghasen geboren und aufgezogen werden. Die höchste Sensibilität wurde für einen Kernzeitraum von Anfang Mai bis Ende Juni angenommen (Abb. 52), da in diesem Zeitraum mit günstiger Witterung die Anzahl der Junghasen je Wurf am höchsten ist (FUCHS 2004, pers. Mit.). Die Berechnung des TAS je Arbeitsgang erfolgt nach Formel (20) (siehe Kap. 4.6.2). Je weniger kritische Arbeitsgänge in die sensiblen Phasen fallen, desto besser wird das Verfahren bewertet.

Als mengenabhängige Kriterien werden mit dem **Behandlungsindex Pestizide (BIP)** die Pflanzenschutzmittelintensität sowie die Höhe der mineralischen und organischen **N-Düngung (N)** berücksichtigt. Der BIP wird gemäß Formel (19) bestimmt (vgl. Kap. 4.4.2). Die Berechnung der N-Düngung erfolgt nach Formel (9) (vgl. Kap. 4.2.2).

Abb. 53 zeigt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren. Eine Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 12. Die Eingangsparameter KE-Hase und TAS-Hase werden in TM 1, N und BIP in TM 2 verarbeitet. Die Zwischenergebnisse aus TM 1 und 2 werden über einen γ -Operator verrechnet.

Abb. 53: Modell „Hase-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumeignung für Feldhasen



- KE-Hase = Kulturabhängiger Eignungswert Feldhase [-]
- TAS-Hase = Termin- und Arbeitsgangabhängige Störungswirkung Feldhase [-]
- KE-TAS = 1. Zwischenergebnis [-]
- N = N-Düngung gesamt [kg * ha⁻¹ N]
- BIP = Behandlungsindex Pestizide [-]
- N-BIP = 2. Zwischenergebnis [-]
- ZEG-PV-Hase = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Feldhase [-]

4.8.3 Einflussfaktoren des Standorts

Der Feldhase ist zwar ein Bewohner der offenen Landschaft, aber auch Kleinstrukturen, wie Gehölzinseln und -streifen oder Waldränder haben eine für ihn sehr wichtige Funktion als Ruhe-, Deckungs- und Nahrungsergänzungshabitat (FUCHS 2004, pers. Mit.; KNAUER 2004; STRAUß & POHLMAYER 2001; LÖFFLER 1995; BLEW & HEIDEMANN 1994; TAPPER & BARNES 1986). Einen hohen Stellenwert besitzen Kleinstrukturen oder Waldränder v.a. in der deckungs- und nahrungsarmen Zeit auf den Ackerflächen. So stellte TOTTEWITZ (1993) insbesondere von Dezember bis Februar eine außerordentlich starke Frequentierung von Flurgehölzelementen in der Agrarlandschaft durch die Feldhasen fest. Erst mit zunehmender Nahrungs- und Deckungsmöglichkeit auf den Ackerflächen im März und April verlagern sich Aktionsräume wieder auf die offene Landschaft.

Die Lebensräume sollten auch durch Infrastrukturen nicht zu sehr zerschnitten sein. Nach (LÖFFLER 1995) sollte ein zusammenhängendes Gebiet mindestens 50 ha umfassen, um für den Feldhasen attraktiv zu sein. BLEW & HEIDEMANN (1994) gehen davon aus, dass Hasen auch kleinere Streifgebiete nutzen und geben eine Größe von 5-50 ha an. TAPPER & BARNES (1986) ermittelten Streifgebiete von 16-78 ha und merken dazu an, dass der Aktionsradius von der Landschaftsstruktur abhängt. Dort, wo die Hasen in geringer Distanz mehrere verschiedene Ackerfrüchte nutzen

können, ist das Streifgebiet eher klein. Bei großen Feldern wird der Aktionsradius ausgedehnt, um weiterhin verschiedene Kulturen erreichen zu können.

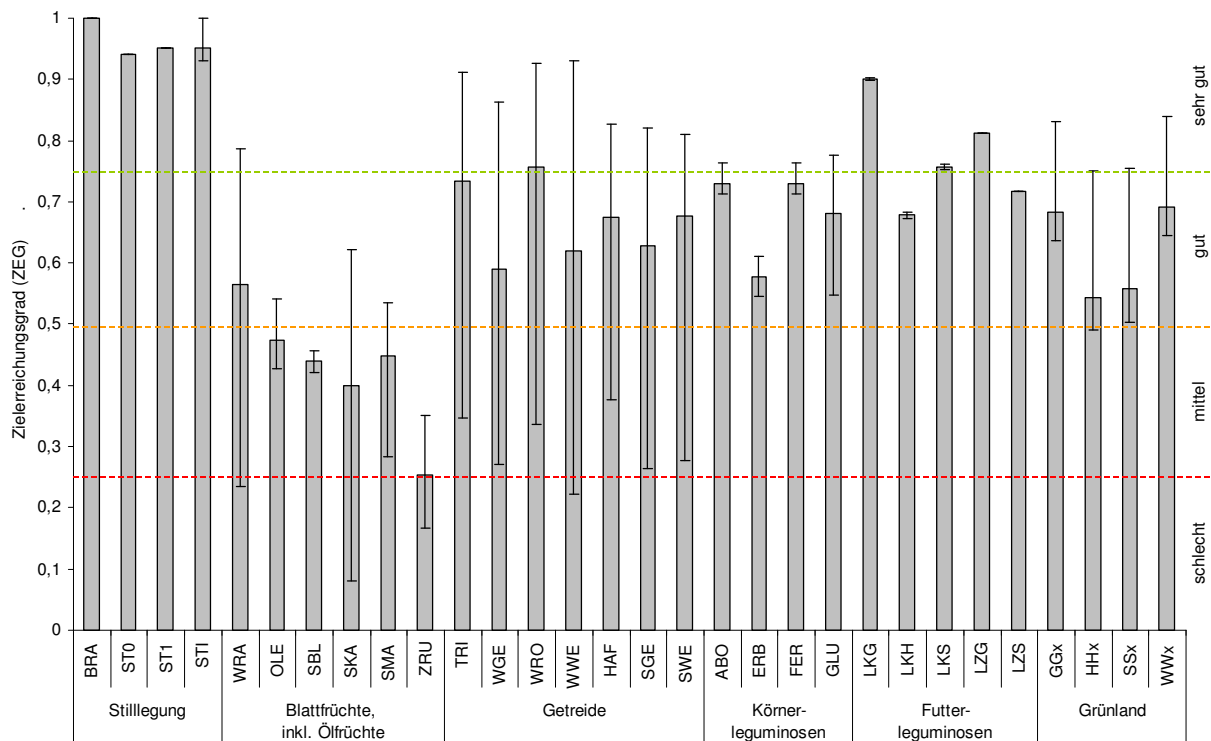
Eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren wurde für diesen Indikator nicht vorgenommen (vgl. dazu Fußnote 28).

4.8.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-Hase)

Abb. 54 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Alternativverfahren je Kultur.

Abb. 54: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Hase aller Verfahren je Kultur*



*Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt

Im Durchschnitt sehr gut schneiden die Dauer- (BRA) und Rotationsstilllegungen (ST*) sowie einige Varianten des mehrjährigen Futterbaus von Luzerne und Klee gras (L**), insbesondere in der Grünfutternutzung ab. Die schlechtesten Zielerreichungsgrade erhält die Zuckerrübe aufgrund der hohen Düngungs- und Pflanzenschutzmittelintensität. Zusätzlich ergeben sich hohe zeitliche Überschneidungen mit kritischen Arbeitsgängen. Dies gilt auch für Silomais (SMA), Speisekartoffel (SKA), Sonnenblume (SBL) und Öllein (OLE), die ebenfalls als unterdurchschnittlich eingeschätzt werden. Für einzelne Anbauvarianten dieser Kulturen können jedoch auch viel bessere Ergebnisse erzielt werden. Getreide schneidet insgesamt gut ab. Auch Grünland wird insgesamt gut bewertet. Allerdings werden Heu- und Silagenutzung weniger gut eingestuft, da hier mehr für Junghasen

kritische Arbeitsgänge stattfinden.

Beim Vergleich der Produktionsverfahren des integrierten und organischen Landbaus schneiden die organischen Anbauvarianten besser ab, da hier prinzipiell auf Pflanzenschutzmittel verzichtet wird (siehe Tab. 49).

Tab. 49: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Hase über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:				Körnerleg.:			
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,29	0,12	0,39	0,43	0,36	0,44	0,36	0,42	0,32	0,34	0,60
	Min	0,24	0,08	0,28	0,35	0,27	0,34	0,22	0,38	0,26	0,28	0,55
	Max	0,38	0,20	0,45	0,52	0,44	0,55	0,51	0,49	0,39	0,41	0,63
Org.	MW	0,70	0,52	0,52	0,83	0,80	0,85	0,86	0,73	0,73	0,74	0,74
	Min	0,62	0,49	0,50	0,74	0,70	0,73	0,73	0,62	0,62	0,64	0,72
	Max	0,79	0,62	0,54	0,91	0,86	0,93	0,93	0,83	0,82	0,81	0,78

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Vergleicht man die Bewertungsergebnisse mit Literaturangaben, so stimmen die Einschätzungen größtenteils überein. So werden Stilllegungen und mehrjähriges Ackerfutter aufgrund der guten Äsungs- und Deckungsbedingungen von AHRENS & GORETZKI (2001) ebenfalls als sehr positiv eingeschätzt. Wintergetreide wird nach Angaben von TAPPER & BARNES (1986) insbesondere im Frühjahr gern von Hasen aufgesucht und erst mit zunehmender Höhe des Bestandes werden andere Kulturen bevorzugt. Zahlreiche Sichtungen von Feldhasen wurden auch für Sommergetreide verzeichnet (VAUGHAN et al. 2003). Im Herbst und Winter werden die Stoppelfelder intensiv zur Nahrungsaufnahme genutzt (LEWANDOWSKI & NOWAKOWSKI 1993). HUTCHINGS & HARRIS (1996) zufolge wird Sommergetreide gegenüber Wintergetreide von den Hasen lieber aufgesucht. Die in der Bewertung relativ gut eingestufte Weidenutzung auf Grünland stimmt nicht ganz mit den Angaben aus der Literatur überein. Laut TAPPER & BARNES (1986) wird zwar unbeweidetes Grünland gern von den Hasen angenommen, sie meiden jedoch stark beweidete Flächen (LUNDSTRÖM-GILLIERON & SCHLAEPFER 2003).

Bei Untersuchungen zum Vergleich der Produktionssysteme integriert und organisch wurden nach Angaben von KNAUER (2004) auf ökologisch bewirtschafteten Flächen mehr Feldhasen festgestellt (vgl. auch HOLE et al. 2005). Hierbei scheint auch die Bestandesdichte eine Rolle zu spielen, die im ökologischen Lanbau i.d.R. geringer ist. Dies wird durch Versuche in Getreide gestützt. So zeigten sich bei dem allgemein üblichen Saatreihenabstand von 12,5 cm kaum Hasen. Ein Versuch mit breiteren Reihenabständen führte dazu, dass sich wieder mehr Hasen in diesen Beständen aufhielten (ANONYM 1995).

4.9 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Schwebfliege

Schwebfliegen (*Syrphidae*) stellen eine sehr artenreiche Tiergruppe der Agrarlandschaft dar (vgl. Box 27), die durch die Intensivierung der Landwirtschaft wie viele andere typische Arten betroffen ist. So galten in Deutschland von den 428 auf der Roten Liste gefährdeter Tierarten in 1998 erfassten Syrphidenarten bisher acht als ausgestorben oder verschollen (Kategorie 0). Sechzehn Arten sind vom Aussterben bedroht (Kategorie 1), 25 gelten als stark gefährdet (Kategorie 2) und 50 wurden in Kategorie 3 (gefährdet) eingestuft. Für 58 weitere Arten ist von einer Gefährdung auszugehen (Kategorie G), 13 gelten als extrem selten (Kategorie R) und 28 wurden in die Vorwarnliste (Kategorie V) aufgenommen (BfN 1999).

Box 27: Hintergrundinformationen: Schwebfliegen (*Syrphidae*)

Schwebfliegen sind eine sehr artenreiche Insektenfamilie (*Syrphidae*) mit vielfältiger Lebensweise. Allein in Deutschland kommen über 400 verschiedene Schwebfliegenarten vor. Wichtige Nützlinge sind v.a. in der Unterfamilie *Syrphinae* zu finden. Sehr häufig in der Agrarlandschaft anzutreffende nützliche Arten sind bspw. *Episyrphus balteatus*, *Eupeodes corollae* oder *Sphaerophoria scripta*. Die adulten Schwebfliegen dieser Arten leben von Nektar und Pollen und spielen daher eine wichtige Rolle bei der Befruchtung von Blütenpflanzen. Die Larven ernähren sich hingegen räuberisch und gehören zu den wichtigsten und effektivsten natürlichen Gegenspielern diverser Blattlausarten. Eine Schwebfliegenlarve ist auf der Pflanze sehr mobil und kann pro Tag bis zu 100 Blattläuse aussaugen. Um den Larven eine gute Nahrungsbasis zu verschaffen, werden die Eier von den Weibchen oft direkt in vorhandene Blattlauskolonien platziert. Dabei wird davon ausgegangen, dass das gute Wirtsfindungsvermögen auf die olfaktorische Wahrnehmung von

Honigtau zurückzuführen ist. Zudem sind unter unseren Klimabedingungen viele Arten polyvoltin, d.h. sie können mehrere Generationen pro Jahr ausbilden. Aufgrund dieser Eigenschaften haben Syrphiden daher große Bedeutung bei der Dezimierung von Kulturschädlingen. Die Imagines der Schwebfliegen sind ca. 8-15 mm groß. Die schwarzgelbe wespengleiche Körperzeichnung dient als Mimikry⁶⁰, um Feinde abzuhalten. Schwebfliegen sind durch einen besonders schnellen Flügelschlag in der Lage, auf der Stelle zu „schweben“. Die ausgewachsenen Larven sind etwa 10-20 mm groß und sind oft bunt gefärbt. Sie besitzen stiletartige Mundwerkzeuge, die zum Aussaugen ihrer Beute dienen. Die larvale Entwicklung dauert je nach Art und Witterung ca. 8-11 Tage.

(zusammengestellt nach SCHMID & ZIEGLER 2004; WRATTEN et al. 2003; BERLING 2002; NÖTZOLD 2000; KRAUSE 1997; FORTMANN 1993; RUPPERT 1993; BUDENBERG & POWELL 1992; CHAMBERS & ADAMS 1986)

4.9.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung

Als Rückgangsursachen kommen insbesondere Flurbereinigungsmaßnahmen, die Einengung der Fruchtfolgen, die hohe Intensität beim Einsatz von Pestiziden und mineralischen Düngemitteln sowie die hohe Mechanisierung in der Landwirtschaft in Frage.

Die **Ausräumung von Landschaftsstrukturen**, wie Gehölzinseln, Hecken oder Feldrainen im

⁶⁰ Unter Mimikry versteht man den „... Selbstschutz von Tieren, der dadurch erreicht wird, dass das Tier die Gestalt, die Färbung, Zeichnung wehrhafter od. nicht genießbarer Tiere täuschend nachahmt. ...“ (DUDEN 1999: Das Fremdwörterbuch)

Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen zur Schaffung größerer Bewirtschaftungseinheiten hat negative Auswirkungen auf das Vorkommen von Schwebfliegen, denn diese Landschaftsstrukturen bieten Überwinterungsplätze, Ausweichhabitate und alternative Nahrungsquellen (u.a. NÖTZOLD 2000; RUPPERT 1993). Strukturelemente haben auch eine wichtige Bedeutung im Hinblick auf das Vorkommen von Blattlausgegenspielern. So wurden von KRAUSE (1997) beim Vergleich zweier Gebiete mit unterschiedlicher Struktur, insbesondere an Hecken, im vielfältiger strukturierten Gebiet eine höhere Aktivitätsdichte und eine höhere Eiablage von Syrphiden festgestellt, obwohl dort geringere Aphidendichten vorhanden waren. Zudem kann nach Durchführung kritischer Maßnahmen auf den Ackerflächen, wie z.B. Insektizidausbringung, bei denen oftmals auch Nicht-Zielorganismen wie Schwebfliegen mit ausgeschaltet werden, aus den Landschaftsstrukturen eine Neubesiedlung der Ackerflächen stattfinden.

Einen weiteren Einfluss auf die Habitateignung von Ackerflächen für Schwebfliegen hat die **Kultur**, da sie entweder selbst als Nahrungspflanze dienen kann (wie z.B. Raps) bzw. über ihrer Vegetationsstruktur auf die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen an der kulturtypischen Begleitflora Einfluss nimmt (vgl. u.a. NÖTZOLD 2000; KRAMER 1996; GREILER 1994). Man kann sich auch „Lockpflanzen“ zunutze machen, um Schwebfliegen gezielt in den Bestand zu lenken. So benutzten bspw. WHITE et al. (1995) Streifeneinsaaten mit *Phacelia tanacetifolia* als Pollenquelle, um Schwebfliegen anzulocken und so ihre Antagonistenfunktion zur Bekämpfung von Blattläusen in Kohl zu erhöhen.

Auch die einzelnen **Arbeitsgänge** zur Pflege der Anbaukulturen spielen eine Rolle. Kritisch sind insbesondere mechanische Arbeitsgänge zur Beseitigung der Ackerbegleitflora, die Ausbringung von Insektiziden und Herbiziden sowie die N-Düngung. Die Ausbringung von **Insektiziden** zeigt eine direkte und indirekte Wirkung auf Schwebfliegen (DRESCHER & GEUSEN-PFISTER 1991). Direkt werden sie bei Ausbringung von nicht nützlingsschonenden Insektiziden zur Schädlingsbekämpfung ebenfalls ausgeschaltet. Dabei werden sie als Nicht-Zielorganismen oftmals stärker geschädigt als die Schädlinge selbst. So zeigte BASEDOW (1989), dass sich Blattlauspopulationen nach einer Insektizidausbringung schneller erholten als ihre natürlichen Antagonisten. Indirekt bewirken Insektizide eine Verknappung der Nahrungsressourcen für die schlüpfenden Larven aus frisch abgelegten Eiern.

Durch den Einsatz von **Herbiziden** wird die blühende Ackerbegleitflora ausgeschaltet, die Folge ist eine Verknappung des Nahrungsangebots für Schwebfliegenimagines (vgl. MACLEOD 1999; RUPPERT 1993; WEISS & STETTNER 1991). Flächen ohne blühende Strukturen sind für Schwebfliegen als Lebensraum ungeeignet, denn Schwebfliegenweibchen benötigen zur Ovarienreifung Pollen und Nektar in ausreichender Menge und Qualität (STÜRKEN 1961; SCHNEIDER 1948). Nach Untersuchungen von (MACLEOD 1999) an *Episyrphus balteatus* kann bereits ein Blütenfleck von ca. 1 cm² (entsprechend einer Einzelblüte) von den Schwebfliegen aus einer Distanz von 57 cm wahrgenommen werden, eine Insel aus vielen Einzelblüten mit einem Durchmesser von etwa 5 m² sogar aus einer Entfernung von ca. 300 m. Auch die Verweildauer der Imagines ist in blütenreicheren Strukturen länger (MACLEOD 1999). Dies macht sich häufig auch im Ausmaß der Eiablage in vorhandene Blattlauskolonien bemerkbar (SCHMID & ZIEGLER 2004).

Auch die Wirkung über die mineralische **N-Düngung** ist eine indirekte. Durch die Düngung werden

dichte Bestände gefördert, so dass sich weniger Ackerwildkräuter etablieren können. Nach einer Studie von ZOCKLER (1988) an Grünlandbeständen führten u.a. Düngungsmaßnahmen zur Veränderung der Pflanzenartenzusammensetzung und damit zur Verringerung der Habitatqualität für blütenbesuchende Insekten, wie z.B. Schwebfliegen oder auch Hummeln (*Bombus spp.*).

4.9.2 Bewertung der Produktionsverfahren

Zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Eignung, zum Schutz der Schwebfliegen in der Agrarlandschaft beizutragen, wurden die in Tab. 50 aufgeführten Parameter herangezogen.

Tab. 50: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren (Schwebfliege)

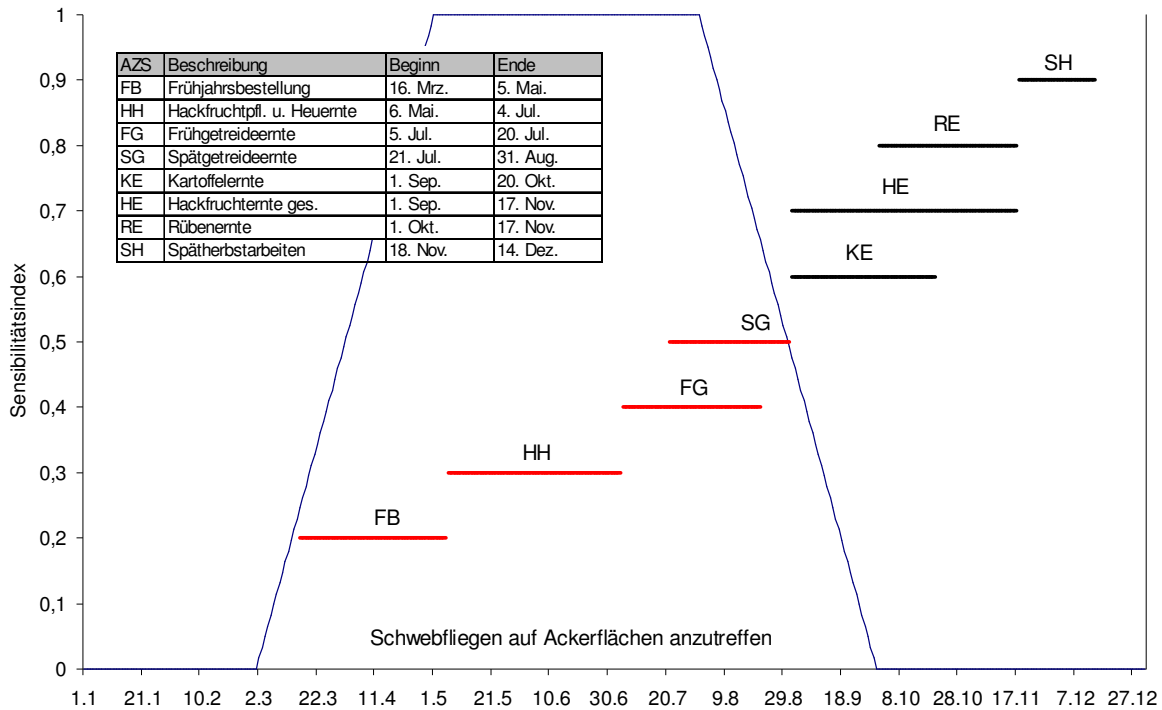
Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	Kulturabhängiger Eignungswert Schwebfliege [-]	KE-Schweb
2	Termin- und arbeitgangabhängige Störungswirkung Schwebfliege [-]	TAS-Schweb
3	Behandlungsindex Insektizide [-]	BII
4	Behandlungsindex Herbizide [-]	BIH
5	N-Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ N]	N

Für den **kulturabhängigen Eignungswert (KE-Schweb)** wurden alle Kulturen nach dem Bewertungsschema KE (vgl. Kap. 4.7.2, Tab. 45) für die Schwebfliege bewertet. Die Einstufung der Kulturen basiert auf Experteneinschätzungen (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.).

Zur Berechnung der **termin – und arbeitgangabhängigen Störungswirkung (TAS-Schweb)** werden zunächst allen Arbeitsgängen eines Verfahrens gemäß des 5-stufigen Bewertungsschemas AS mit einer arbeitgangabhängigen Störungswirkung bewertet (Kap. 4.6.2, Tab. 36). Die Einteilung der einzelnen Arbeitsgänge beruht ebenfalls auf Experteneinschätzungen (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.). Anschließend wird die **terminabhängige Störungswirkung (TS-Schweb)** der einzelnen Arbeitsgänge in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Durchführung berücksichtigt (vgl. Kap. 4.6.2) und der TAS-Schweb nach Formel (20) berechnet.

Nach FORTMANN (1993) sind Schwebfliegen auf den Ackerflächen von März bis September anzutreffen. An den Blüten sind die adulten Schwebfliegen hauptsächlich im Zeitraum von April bis August aktiv (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.). Die Eiablage erfolgt ab Mai (RUPPERT 1993). Als Blattlausantagonisten haben die Schwebfliegen dann v.a. ab Juli große Bedeutung (FORTMANN 1993). CIEPIELEWSKA (1996) stellte in langjährigen Untersuchungen (1984-90) die höchsten Aktivitätsdichten von Syrphiden in verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen (Getreide, Kartoffeln, Raps) sowie Dauergrünland von Mitte Juli bis Mitte August fest. Als sensibler Zeitraum wurde daher der gesamte Zeitraum von März bis September berücksichtigt, wobei die höchste Sensibilität für die Kernphase von Anfang Mai bis Ende Juli (Eiablage, große Bedeutung als Blattlausantagonisten, höchste Aktivitätsdichten) angenommen wird (Abb. 55).

Abb. 55: Jahreszeitabhängige Sensibilität der Schwebfliege (Aktivität auf Ackerflächen) und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL

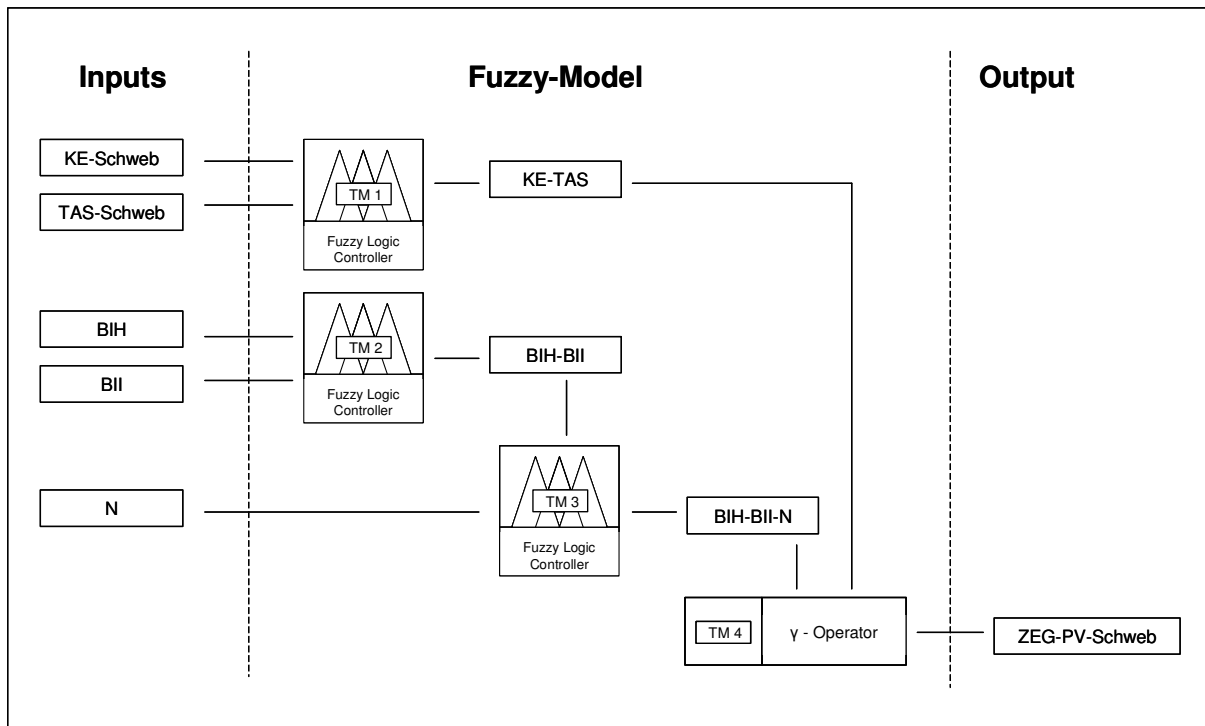


Quelle: Sensibilitäten nach BERGER & STACHOW (2002, pers. Mit.); Arbeitszeitspannen nach KTBL (1996: 60 f.)

Als weitere Parameter werden der **Behandlungsindex Insektizide (BII)**, der **Behandlungsindex Herbizide (BIH)** sowie die Höhe der **N-Düngung (N)** berücksichtigt. Die Behandlungsindizes werden gemäß Formel (19) bestimmt (vgl. Kap 4.4.2). Die Berechnung der N-Düngung erfolgt nach Formel (9) (vgl. Kap. 4.2.2).

Abb. 56 gibt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schwebfliegenschutzes wieder. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 13. Die Eingangsparameter KE und TAS werden in TM 1, die Parameter BIH und BII in TM 2 verarbeitet. Das Zwischenergebnis aus TM 2 wird mit Bewertungsparameter N in TM 3 verrechnet. Die Zwischenergebnisse aus TM 1 und 3 werden mit dem γ -Operator zum Gesamtergebnis verrechnet.

Abb. 56: Modell „Schweb-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für Schwebfliegen



- KE-Schweb = Kulturabhängiger Eignungswert Schwebfliege [-]
- TAS-Schweb = Termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung Schwebfliege [-]
- KE-TAS = 1. Zwischenergebnis [-]
- BIH = Behandlungsindex Herbizide [-]
- BII = Behandlungsindex Insektizide [-]
- BIH-BII = 2. Zwischenergebnis [-]
- N = N-Düngung [kg * ha⁻¹ N]
- BIH-BII-N = 3. Zwischenergebnis [-]
- ZEG-PV-Schweb = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Schwebfliege [-]

4.9.3 Einflussfaktoren des Standorts

Klimafaktoren, wie die durchschnittliche Temperatur am Standort, nehmen Einfluss auf die Länge der Entwicklungszeiten und die Anzahl der gebildeten Schwebfliegengenerationen pro Jahr. Sehr wichtig ist die Landschaftsstruktur. Blütenreiche Saumstrukturen können als wichtige Ausweich- und Nahrungsergänzungshabitate dienen, wenn die Bedingungen auf den Ackerflächen zeitweilig sehr ungünstig sind (vgl. CIEPIELEWSKA 1996). Allerdings gibt es auch Untersuchungen zur Barrierewirkung von Landschaftsstrukturen. So wurde in einer Studie von WRATTEN et al. (2003) dieser Effekt für eine dichte Baumreihe von Pappeln (*Populus nigra*) festgestellt, der die Schwebfliegen davon abhielt, die Nahrungsressourcen auf anderer Seite zu nutzen. Insgesamt kann aber davon ausgegangen werden, dass der Einfluss von Standortfaktoren für diesen Indikator von untergeordneter Bedeutung ist. Schwebfliegen sind eine sehr mobile Artengruppe mit sehr guter Flugfähigkeit, die ein hohes Dispersionspotenzial im Raum aufweisen (vgl. WRATTEN et al. 2003; MACLEOD 1999). Sie können Flugeschwindigkeiten von 30-50 km * h⁻¹ erreichen (FORTMANN 1993).

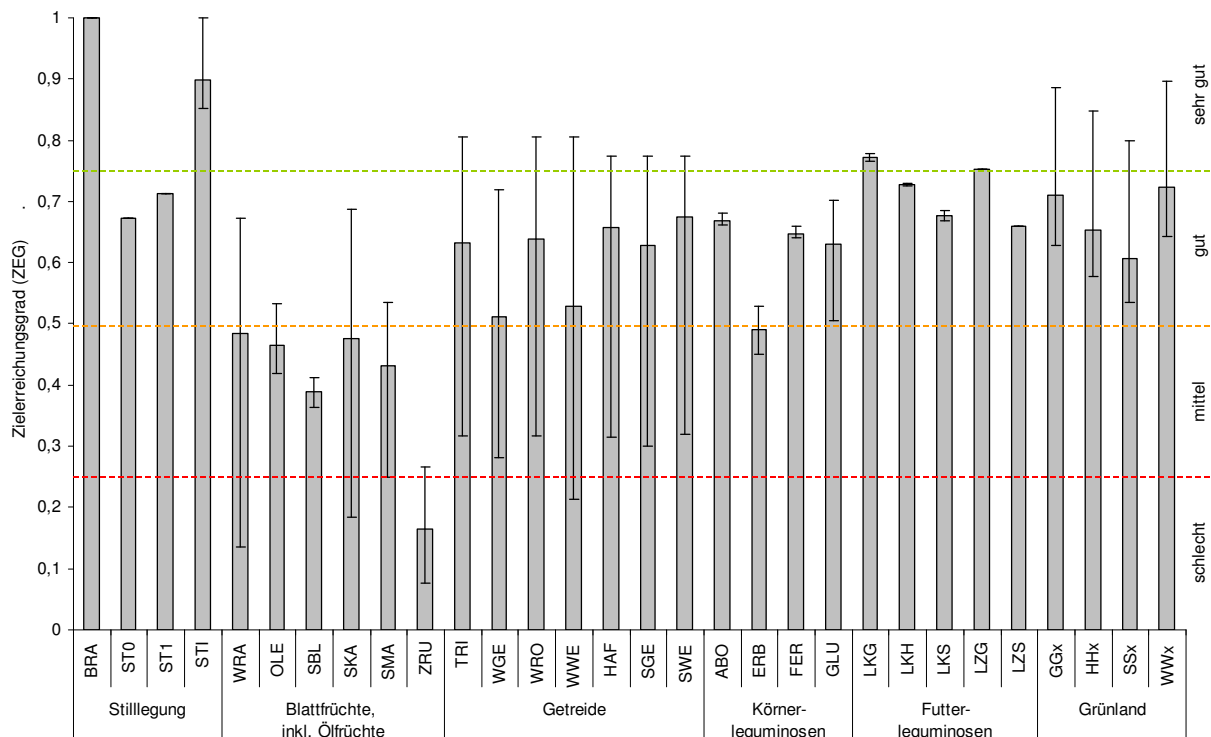
Eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren wurde für diesen Indikator nicht vorgenommen (siehe dazu Fußnote 28).

4.9.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-Schweb)

Abb. 57 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Alternativverfahren je Kultur.

Abb. 57: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Schweb aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Im Durchschnitt am besten werden die Dauerstilllegung (BRA) und die Rotationsstilllegung im integrierten Anbau (STI) bewertet. Im Vergleich zu den organischen Stilllegungsvarianten werden die integrierten besser bewertet, da es auch selbstbegrünte Varianten gibt, wodurch von einer höheren Etablierungswahrscheinlichkeit für Ackerwildkräuter im Vergleich zu den angesäten Varianten im organischen Landbau ausgegangen wird. Im guten Bereich liegen die Anbauvarianten des mehrjährigen Futterbaus. Die Grünlandverfahren liegen ebenfalls im guten Bereich, ebenso die Getreidearten. Die schlechtesten Zielerreichungsgrade erzielt die Zuckerrübe aufgrund der hohen Düngungs- und Pflanzenschutzmittelintensität. Die Bewertung der Anbauvarianten von Speisekartoffel (SKA) und Winterraps (WRA) sowie den Getreidearten streut am meisten. Die Einschätzungen variieren von gut bis sehr schlecht, je nach Mechanisierung, Pflanzenschutzmittelintensität und Düngungsniveau der einzelnen Alternativverfahren.

Tab. 51 zeigt den Vergleich der beiden Produktionssysteme integriert und organisch. Für alle Kulturen liegen die Zielerreichungsgrade der organischen Anbauvarianten über denen der integrierten Varianten. Der Grund hierfür ist das geringere Düngungsniveau und die Nicht-Anwendung von Pestiziden.

Tab. 51: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Schweb über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:				Körnerleg.:			
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,22	0,23	0,37	0,35	0,31	0,36	0,27	0,35	0,35	0,35	0,57
	Min	0,14	0,18	0,25	0,32	0,28	0,32	0,21	0,31	0,30	0,32	0,50
	Max	0,34	0,29	0,42	0,38	0,34	0,41	0,34	0,41	0,39	0,39	0,60
Org.	MW	0,62	0,58	0,51	0,72	0,69	0,72	0,77	0,72	0,72	0,73	0,68
	Min	0,56	0,53	0,47	0,65	0,62	0,62	0,66	0,62	0,62	0,66	0,66
	Max	0,67	0,69	0,53	0,81	0,72	0,81	0,81	0,77	0,77	0,77	0,70

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Ein Vergleich der Ergebnisse mit verfügbaren Untersuchungen aus der Literatur zeigt gute Übereinstimmungen für die Stilllegungen. So wird eine besonders gute Eignung für Schwebfliegen in Bezug auf Brach- bzw. Stilllegungsflächen dokumentiert (KRAMER 1996; GREILER 1994). KRAMER (1996) stellte fest, dass die Arten- und Individuenzahl von Syrphiden auf verschiedenen Bracheflächen höher als auf den ackerbaulich genutzten Vergleichsflächen waren. Als Hauptgrund hierfür wurde der höhere Anteil blühender Strukturen genannt. Allerdings war die Eignung abhängig von Art der Brache bzw. Stilllegung. So sind selbstbegrünte Flächen i.d.R. vielfältiger und blütenreicher und damit attraktiver. Bei Einsaat sind die positiven Effekte geringer, da sich nur eine spärliche und verarmte Begleitflora entwickeln kann (vgl. GREILER 1994). Auch Raps wird als sehr positiv eingeschätzt (NÖTZOLD 2000). Dies spiegeln die Modellergebnisse jedoch nicht für den integrierten Landbau wieder, da hier aufgrund des relativ hohen Düngungs- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes von einer geringen Habitataignung für Schwebfliegen ausgegangen wird. Insgesamt liegen zum Indikator Schwebfliege relativ wenig Untersuchungen vor.

4.10 Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Segetalflora

Der Begriff Segetalflora leitet sich aus dem Lateinischen von *segetalis*, „zur Saat gehörend“, ab (HILBIG 2005: 175). Unter Segetalpflanzen⁶¹ werden alle Pflanzen zusammengefasst, die vergesellschaftet mit den von Menschen angebaute Kulturen auf Nutzflächen auftreten (ARLT et al. 1991). Box 28 gibt einige Hintergrundinformationen zur Segetalflora.

Box 28: Hintergrundinformationen: Segetalflora

Allgemeines

Da Segetalpflanzen eine direkte Licht-, Wasser-, Nährstoff- und Raumkonkurrenz für die Anbaukultur bedeuten, u.U. Pflege- und Erntemaßnahmen behindern oder Zwischenwirte von Krankheiten sein können, werden sie chemisch und mechanisch gezielt bekämpft. Schwer zu bekämpfende „Problemarten“ haben dabei oft die folgenden Eigenschaften: keine speziellen Standortansprüche, nitrophil, schnelle Entwicklung, gute Regenerationsfähigkeit nach mechanischer Beschädigung, Beschattungstoleranz im dichten Kulturbestand, viele und langlebige Samen und Verträglichkeit gegenüber Herbiziden. In ihrer Existenz gefährdeten Arten fehlen oft diese Eigenschaften.

Das Ausschalten einzelner Segetalarten bedeutet auf ökosystemarer Ebene ihren Verlust als Nahrungs- oder Wirtspflanze für blütenbesuchende und phytophage Tierarten, die als Nützlinge Gegenspieler von Pflanzenschädlingen sein können und ihrerseits wiederum die Nahrungsgrundlage für weitere räuberisch lebende Tierarten darstellen. Zusätzlich verbessern Segetalarten im Bestand das Mikroklima für Tierarten, die es lichter, wärmer und weniger feucht mögen. Einige Segetalarten haben auch Bedeutung als Heil- oder Nahrungspflanzen für den Menschen.

Einteilung und Klassifizierung

Für die Klassifizierung von Segetalarten bieten sich mehrere Möglichkeiten an. So werden sie z.B. nach ihrer Lebensdauer in annuelle (einjährige), bienne (zweijährige) und perenne (ausdauernde) Arten unterteilt. Bedingt durch die kontinuierliche Störung durch die landwirtschaftliche Flächennutzung stellen die annuellen Arten den überwiegenden Anteil der Segetalarten. In mehrjährigen Kulturen haben auch die zweijährigen und ausdauernden Arten bessere

Entwicklungschancen. Nach ihrem Keimungszeitpunkt werden die Annuellen nochmals in Sommer- und Winterannuelle bzw. Frühjahrs- und Herbstkeimer unterteilt. Sommerannuelle keimen i.d.R. im zeitigen Frühjahr und schließen ihre Entwicklung mit Bildung der Samen noch im Frühjahr oder Sommer ab, da sie nicht frostresistent sind. Winterannuelle keimen im Herbst und können den Winter schadensfrei überstehen und benötigen sogar einen obligatorischen Kältereiz, um ihre Entwicklung im Frühjahr oder Sommer des Folgejahres abzuschließen.

Frühjahrskeimer sind v.a. in Sommerungen anzutreffen, Herbstkeimer hingegen eher in Winterungen. Eine Einteilung in Licht- und Dunkelkeimer differenziert die Arten nach ihrer Lichtbedürftigkeit beim Keimvorgang. In der Praxis erfolgt auch häufig eine Einteilung in Samen- und Wurzel-„unkräuter“, je nachdem, ob die Vermehrung überwiegend generativ oder vegetativ verläuft.

Bildung von Pflanzengesellschaften

Aus der ackerbaulichen Nutzung (z.B. Wahl der Kultur, Bestell-, und Erntetermin etc.) resultieren Unterschiede in der Ackerbegleitflora von Winter- und Sommerfrüchten bzw. Halm- und Hackfrüchten. Bedingt durch Bewirtschaftungs- und Standorteinflüsse bilden sich so bestimmte Pflanzengesellschaften heraus, in denen verschiedene Segetalarten miteinander vergesellschaftet auftreten. Pflanzengesellschaften werden durch typische Charakterarten sowie mehr oder weniger typische Trenn- und Begleitarten gekennzeichnet. Eine detaillierte Beschreibung einzelner Pflanzengesellschaften findet sich z.B. bei ARLT et al. (1991: 78-102).

(zusammengestellt nach HILBIG 2005; LITTERSKI et al. 2005; RASKIN 1994; KELLER et al. 1992; SCHACHERER 1992; ARLT et al. 1991; OESAU 1987 und HANF 1984)

⁶¹ Aus dem Blickwinkel des Naturschutz werden Segetalarten auch als „Ackerwildkräuter“ (Begriff geprägt von TÜXEN (1962) und aus dem der Landwirtschaft als „Unkräuter“ bezeichnet, da es sich um unerwünschte Begleitpflanzen in den Ackerkulturen handelt (ARLT et al. 1991: 7 f.).

Das Vorkommen von Segetalarten ist grundsätzlich an die regelmäßige Nutzung und Offenhaltung der Flächen gebunden (HILBIG 2005). Während die Landwirtschaft über Jahrhunderte zur Bereicherung und Diversifizierung der Vegetation beigetragen hat, wird die heutige intensive Landwirtschaft als Hauptverursacher für den drastischen Rückgang an Pflanzenarten angesehen (u.a. FLADE & SCHMIDT 2003; WEIBULL et al. 2003; ELSÉN 2000; RUPPERT 1993). Vor allem in den letzten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts kam es zur Artenverarmung (HILBIG 2005). Viele Segetalarten gehören inzwischen in den verschiedenen Regionen Mitteleuropas zu den gefährdeten, verschollenen und ausgestorbenen Arten und werden in Roten Listen geführt (ARLT et al. 1991). Insbesondere Arten mit „enger“ ökologischer Amplitude sind gefährdet, während Arten mit hohem Anpassungspotenzial kaum betroffen sind, bzw. durch das Ausschalten sensibler Arten sogar indirekt gefördert werden. Von den rund 270 Arten mit Vorkommen auf Ackerstandorten sind in Deutschland nach KORNECK et al. (1998) 32 % gefährdet.

4.10.1 Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung auf die Segetalflora

Die einzelnen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen nehmen extrem großen Einfluss darauf, welche Segetalarten auf den Ackerflächen anzutreffen sind. Kulturartenwahl und Fruchtfolge, Art und Zeitpunkt der durchgeführten Bodenbearbeitungs-, Saat-, Pflege- und Erntearbeitsgänge bestimmen, welche Arten sich etablieren, zur Blüte und Samenreife gelangen können und welche nicht (z.B. ELSÉN 2000; ARLT et al. 1991; HANF 1984).

Insgesamt ist die **Fruchtfolge** heute enger und weniger vielfältig, was auch ein weniger großes Spektrum an Begleitarten bedingt (BASTIAN 2005). So wurde z.B. über die Jahre der Maisanbau stark ausgeweitet, während der Anbau anderer ehemals verbreiteter Kulturen wie Lein oder Buchweizen aufgegeben wurde, was auch zum Verschwinden der mit diesen Kulturen typischerweise assoziierten Segetalarten führte (HILBIG 2005; HOFMEISTER & GARVE 1986).

In den einzelnen **Ackerkulturen** besteht eine unterschiedliche Etablierungswahrscheinlichkeit für die verschiedenen Segetalarten. Wenn die zeitliche Entwicklung von Ackerkultur und Segetalart gut übereinstimmen, sind die Bedingungen am günstigsten. So behaupten sich Sommerannuelle schlecht in Winterkulturen, hier finden aber Herbstkeimer gute Bedingungen (ARLT et al. 1991). Insgesamt ungünstige Bedingungen bestehen in intensiv genutztem Grünland oder bei mehrjährigen Kulturen (ARLT et al. 1991; ELSÉN 2000).

Auch die **Anbauweise** der Kulturen ist von Bedeutung. Untersaaten und Zwischenfrüchte sind weniger günstig, da Segetalarten hier weniger konkurrenzfähig sind (HILBIG 2005; ELSÉN 2000).

In Bezug auf einzelne **Arbeitsgänge** sind v.a. Bodenbearbeitungs- und Schnittmaßnahmen kritisch für Segetalarten (MASIUNAS 2003, pers. Mit.). Bodenbearbeitungsmaßnahmen werden in Kombination mit Bodenlockerung, Einarbeitung von Ernteresten und Saatbettvorbereitung gezielt zur mechanischen Beikrautbekämpfung eingesetzt (ARLT et al. 1991). Bearbeitungsgeräte wie Pflug, Grubber, Egge, Striegel, Hacke, Häufel, Schleppe und Walze haben u.a. das Ziel, „Unkräuter“ ganzflächig oder teilflächig auszureißen, zu verschütten oder zu vergraben (KÖPPEN 2005; ARLT et al. 1991). Vor allem das Pflügen im Herbst ist eine sehr effektive Maßnahme, da ganzflächig alle

Pflanzen mitsamt ihren Vermehrungsorganen in tiefe Bodenschichten verbracht werden (HILBIG 2005). Zwar werden auch wieder Samen an die Oberfläche transportiert und gelangen in Abhängigkeit von ihrer artspezifischen Überlebensfähigkeit evtl. auch zur Keimung, erfrieren im Winter jedoch meistens (RUTHSATZ et al. 1989; ARLT et al. 1991). In einigen Fällen werden einzelne Arten durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen auch gefördert, wie z.B. die Quecke (*Agropyron repens*) durch das Zerschneiden ihrer unterirdischen Rhizome. Häufige Schnittmaßnahmen sind kritisch zu sehen, da die höherwüchsigen Arten dann keine Vermehrungseinheiten ausbilden können (ELSEN 2000; ARLT et al. 1991).

Der Hauptgrund für die Gefährdung von Segetalarten ist der Einsatz von Herbiziden und Mineraldüngern (z.B. BASTIAN 2005; HILBIG 2005; LITTERSKI et al. 2005; FLADE & SCHMIDT 2003; OESAU 1987). Beim Einsatz von **Herbiziden** werden sensitive Arten abgetötet oder geschädigt, wodurch herbizidtolerante oder -resistente Arten durch die veränderten Konkurrenzverhältnisse eine indirekte Förderung erhalten (SISOLEFSKY 1993). Neben einer Vielzahl von Herbiziden mit unterschiedlichen Wirkmechanismen werden in der Landwirtschaft auch Düngemittel mit herbizider Wirkung, wie Kalkstickstoff, eingesetzt.

Eine hohe **Düngung** ist ebenfalls kritisch (z.B. BASTIAN 2005; HILBIG 2005; LITTERSKI et al. 2005; ELSEN 2000). Tendenziell wird die Artenzahl bei hoher Düngung vermindert. So sind viele gefährdete Rote-Liste-Arten nur auf N-Mangelstandorten konkurrenzfähig (ELLENBERG 1989). Vor allem licht- und wärmebedürftige Segetalarten können sich in den dichten Beständen bei ungünstigem Mikroklima nicht mehr behaupten (ELSEN 2000; ARLT et al. 1991). In Versuchen mit halber Saatstärke und Verzicht auf Stickstoffdüngung wurde i.Allg. eine höhere Artenanzahl festgestellt (STROTDREES 1990). Die negative Wirkung besteht für mineralische und organische Dünger gleichermaßen (ARLT et al. 1991).

Als weitere Maßnahmen, die auf eine **Vereinheitlichung der Standortverhältnisse** auf ein für die Kulturpflanzen günstiges Niveau abzielen und sich negativ auf das Artenspektrum der Segetalflora auswirken, sind u.a. zu nennen: Zusammenlegung von Schlägen zu großen einheitlich bewirtschafteten Flächen (HILBIG 2005; ARLT et al. 1991), Entwässerung von Nassstellen (SCHACHERER 1992) oder Nivellierung des pH-Wertes durch Kalkung (LITTERSKI et al. 2005; RUTHSATZ et al. 1989). Diese Maßnahmen gefährden Segetalarten mit speziellen Standortvorlieben und fördern Arten ohne solche Vorlieben (HANF 1984). Das gleiche gilt für die **Aufgabe der Nutzung** sogenannter Grenzertragsflächen, Flächen, die zu leicht, zu flachgründig, zu trocken, zu hängig oder zu nass sind, um gute Erträge liefern zu können. Mit fortschreitender Sukzession können sich Segetalpflanzen langfristig nicht behaupten, da sie an die Offenhaltung der Flächen gebunden sind (SCHACHERER 1992; HANF 1984).

4.10.2 Bewertung der Produktionsverfahren (Segetalflora)

Zur Bewertung der Produktionsverfahren wurden die in Tab. 52 aufgelisteten Kriterien herangezogen.

Tab. 52: Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich des Schutzes der Segetalflora

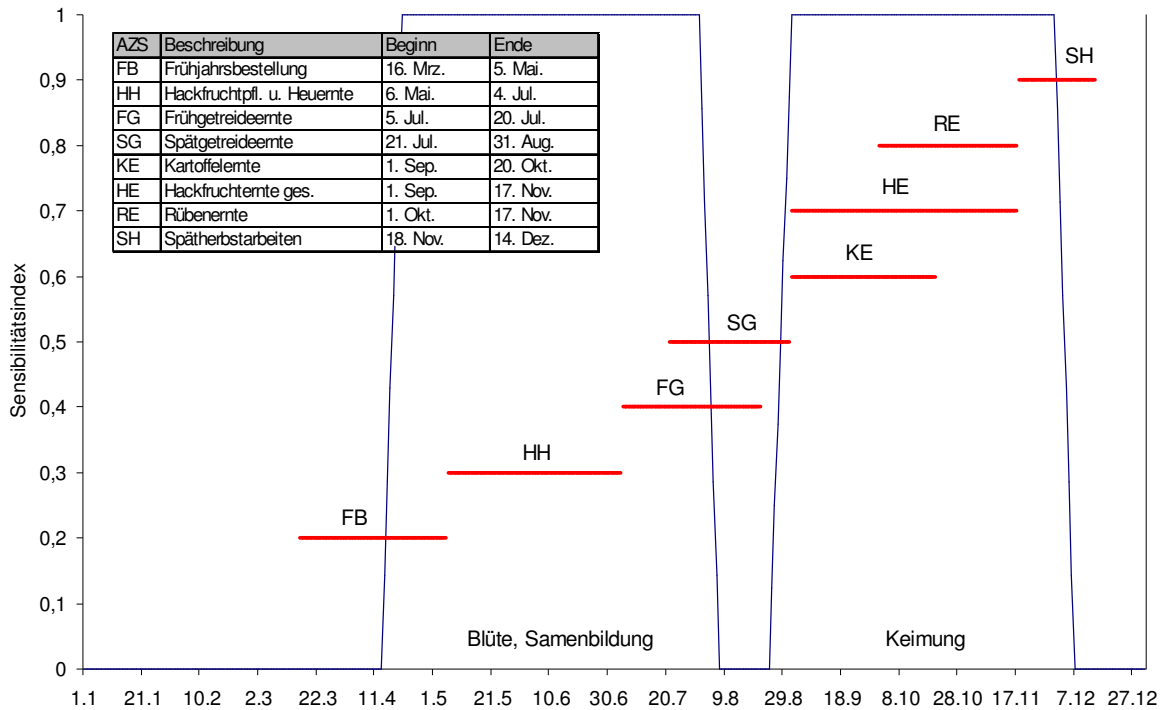
Nr.	Bewertungsparameter [Einheit]	Kürzel
1	<u>K</u> ulturabhängiger <u>E</u> ignungswert Segetalflora	KE-Flora
2	<u>T</u> ermin- und <u>a</u> rbeitsgangabhängige <u>S</u> törungswirkung Segetalflora [-]	TAS-Flora
3	<u>A</u> nbauweise Segetalflora [-]	AW-Flora
4	<u>N</u> -Düngung gesamt [kg * ha ⁻¹ N]	N
5	<u>B</u> ehandlungsindex <u>H</u> erbizide [-]	BIH

Da die einzelnen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Frühjahrs- und Herbstkeimer unterschiedlich wirken, je nach dem, welches Entwicklungsstadium der Pflanzen sie betreffen, ist eine getrennte Bewertung erforderlich. Die hier dargestellte Bewertung bezieht sich auf herbstkeimende Segetalarten, da diese durch den höheren Anteil an Winterungen gegenüber Sommerungen eine größere Bedeutung haben. Beispiele können u.a. Windhalm (*Apera spica-venti*), Hirtentäschelkraut (*Capsella bursa-pastoris*) oder Efeublättriger Ehrenpreis (*Veronica hederifolia*) genannt werden.

In den **kulturabhängigen Eignungswert Segetalflora (KE-Flora)** gehen alle kulturspezifischen, von der Bewirtschaftung unabhängigen, Eigenschaften einer Kultur ein. Dazu zählen für den Indikator Segetalflora v.a. Bestandesarchitektur sowie Saatzeitpunkt und Vegetationsdauer. Diese Faktoren sind entscheidend dafür, ob sich herbstkeimende Segetalarten in der jeweiligen Kultur überhaupt etablieren und entwickeln können. Alle Kulturen wurden nach dem Bewertungsschema KE (siehe Kap. 4.7.2, Tab. 45) eingestuft (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.).

Zur Bestimmung der **termin- und arbeitsgangabhängigen Störungswirkung (TAS-Flora)** wird wie für die anderen biotischen Indikatoren verfahren. Zunächst wird jedem Arbeitsgang eines Verfahrens eine **arbeitsgangabhängige Störungswirkung (AS-Flora)** nach dem Bewertungsschema AS (vgl. Kap. 4.6.2, Tab. 36) zugeordnet (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.). Dann wird die **terminabhängige Störungswirkung (TS-Flora)** der einzelnen Arbeitsgänge in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Durchführung berücksichtigt. Für die Herbstkeimer wird die höchste Sensibilität im Zeitraum der Keimung (Anfang September bis Ende November) und Blüte bzw. Bildung der Vermehrungseinheiten (Mitte April bis Ende Juli) angenommen (BERGER & STACHOW 2002, pers. Mit.). Durch Mittelwertbildung wird im nächsten Schritt die durchschnittliche TS je Arbeitszeitspanne (AZS) bestimmt. Abb. 58 zeigt die Sensibilität für alle Tage im Jahr. Die Berechnung des TAS auf Verfahrensebene erfolgt dann nach Formel (20).

Abb. 58: Jahreszeitabhängige Sensibilität der herbstkeimenden Segetalflora und Überschneidung mit den Arbeitszeitspannen (AZS) laut KTBL



Quelle: Sensibilitäten nach BERGER & STACHOW (2002, pers. Mit.); Arbeitszeitspannen nach KTBL (1996: 60 f.)

Bei der Bewertung der **Anbauweise** werden wendende Bodenbearbeitung sowie der Anbau von Untersaaten oder Zwischenfrüchten negativ eingeschätzt. Durch wendende Bodenbearbeitung werden die Pflanzen untergepflügt und Vermehrungseinheiten in tiefe Bodenschichten verbracht und in Untersaaten und Zwischenfrüchten sind Ackerbegleitarten oft nicht konkurrenzfähig. Die Bewertung erfolgt nach der folgenden Matrix in Abhängigkeit davon, ob es sich bei der Anbaukultur um eine mehrjährige Kultur, eine Sommerung oder Winterung handelt (Tab. 53).

Tab. 53: Bewertung der Anbauweise für den Schutz der Segetalflora

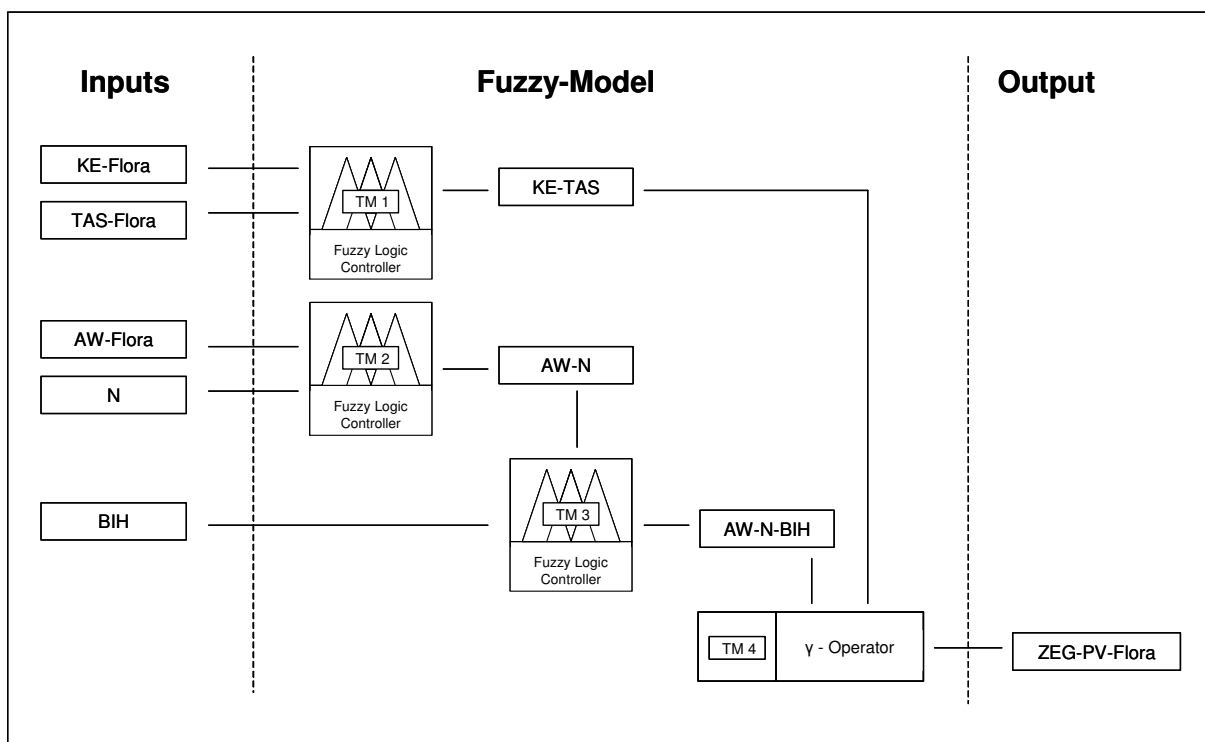
Anbauweise	Bewertung*	
mehrfährig	0,1	
Sommerung	mit Pflug, mit Zwischenfrucht oder Untersaat	0,3
	mit Pflug, ohne Zwischenfrucht oder Untersaat	0,4
	pfluglos, mit Zwischenfrucht oder Untersaat	0,5
	pfluglos, ohne Zwischenfrucht oder Untersaat	0,6
Winterung	mit Pflug, mit Zwischenfrucht oder Untersaat	0,7
	mit Pflug, ohne Zwischenfrucht oder Untersaat	0,8
	pfluglos, mit Zwischenfrucht oder Untersaat	0,9
	pfluglos, ohne Zwischenfrucht oder Untersaat	1

*0 = ungünstig; 1 = günstig

Als mengenabhängige Bewertungsparameter werden die **N-Düngung (N)** sowie der **Behandlungsindex Herbizide (BIH)** berücksichtigt. Die Berechnung der N-Düngung erfolgt nach Formel (9) (Kap. 4.2.2). Der BIH wird nach Formel (19) bestimmt (Kap. 4.4.2).

Abb. 59 stellt das Gesamtmodell zur Bewertung der Produktionsverfahren im Hinblick auf den Schutz der Segetalflora dar. Eine schematische Übersicht über die detaillierten Teilmodelle findet sich in Anhang B - 14. Die Eingangsparameter KE-Flora und TAS-Flora werden im TM 1, die Parameter AW-Flora und N im TM 2 verrechnet. Das Zwischenergebnis aus TM 2 wird mit Parameter BIH in TM 3 weiterverarbeitet. Die Teilergebnisse aus TM 1 und TM 3 werden mit dem γ -Operator zum Endergebnis zusammengeführt.

Abb. 59: Modell „Flora-PV“ zur Bewertung der Produktionsverfahren hinsichtlich der Lebensraumqualität für die Segetalflora



- KE-Flora = Kulturabhängiger Eignungswert Segetalflora [-]
- TAS-Flora = Termin- und arbeitgangabhängige Störungswirkung Segetalflora [-]
- KE-TAS = 1. Zwischenergebnis [-]
- AW = Bewertungsindex Anbauweise Segetalflora [-]
- N = N-Düngung gesamt [kg * ha⁻¹ N]
- AW-N = 2. Zwischenergebnis [-]
- BIH = Behandlungsindex Herbizide [-]
- AW-N-BIH = 3. Zwischenergebnis [-]
- ZEG-PV-Flora = Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Segetalflora [-]

4.10.3 Einflussfaktoren des Standorts auf die Segetalflora

Das Vorkommen einzelner Segetalarten ist sehr stark an Klima- (Temperatur, Niederschläge, Höhenlage) und Bodenbedingungen (z.B. Wasser-, Nährstoffversorgung, Bodenstruktur, pH-Wert)

gebunden (ARLT et al. 1991). Die verschiedenen Arten zeigen sich mehr oder weniger tolerant. Manche Arten haben so spezifische Ansprüche, dass sie als Zeigerarten für z.B. besonders kalkreiche, saure, feuchte, verdichtete Standorte fungieren können (HILBIG 2005; HANF 1984).

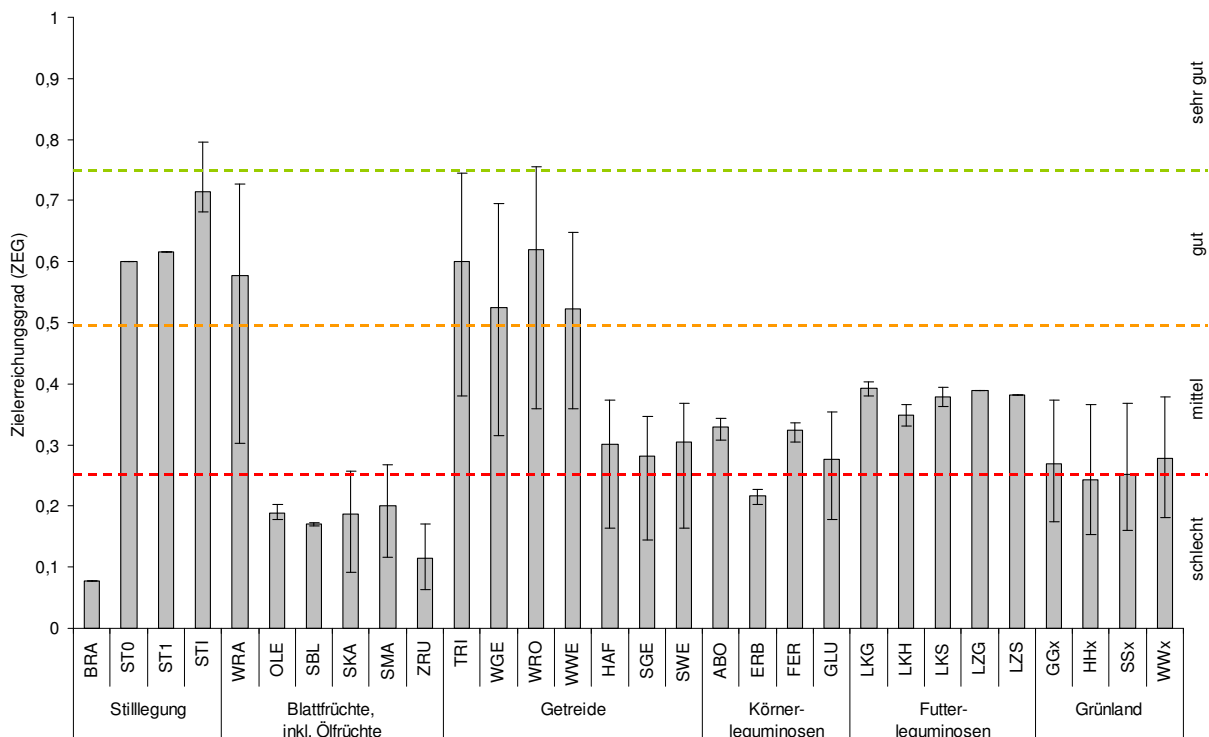
Einfluss auf das Vorkommen von Segetalarten nimmt auch die Landschaftsstruktur. Je kleiner strukturiert eine Landschaft ist, desto größer sind die Randeffekte. Auf den Ackerflächen werden die Bedingungen für Segetalarten i.d.R. zu den Rändern hin besser, da hier die Bestände lichter werden und die Konkurrenzbedingungen zu den Kulturpflanzen entschärft werden. Zusätzlich sind die Randbereiche häufig auch geringer durch Herbizide und Düngung beeinflusst. Angrenzende Säume und Randstreifen haben auch insofern eine positive Wirkung, dass sie als Regenerationsräume für die Segetalflora dienen, aus denen die Arten z.B. nach einer Herbizidanwendung die angrenzenden Flächen wieder besiedeln können (HILBIG 2005). Eine Bewertung der standortabhängigen Habitategnung wurde für diesen Indikator nicht vorgenommen.

4.10.4 Darstellung und Diskussion der Bewertungsergebnisse

Bewertung der Produktionsverfahren (ZEG-PV-Flora)

Abb. 60 zeigt den Mittelwert sowie die Spannweite der Zielerreichungsgrade aller Alternativverfahren je Kultur.

Abb. 60: Mittelwert und Spannweite des ZEG-PV-Flora aller Verfahren je Kultur*



* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Schlechteste Zielerreichungsgrade werden für Dauerstilllegung (BRA) berechnet. Bei der

Rotationsstilllegung wurden die angesäten Stilllegungen (ST0, ST1) schlechter als die selbstbegrünt (STI) eingestuft. Auch die Zuckerrübe (ZRU) wird aufgrund des hohen Pflanzenschutzmittel- und Düngenniveaus sehr schlecht eingestuft. Ähnlich ist es für Silomais (SMA), Speisekartoffel (SKA), Sonnenblume (SBL) und Öllein (OLE). Mehrjährige Anbausysteme im Futterbau sowie Grünland werden insgesamt als ungünstig bewertet, da hier von einer geringen Etablierungswahrscheinlichkeit annueller Segetalpflanzen im dichten Pflanzenbestand ausgegangen wird. Da insbesondere Winterungen herbstkeimenden Segetalarten gute Entwicklungsbedingungen liefern, erhalten Wintergetreide sowie Winterraps die insgesamt besten Einschätzungen. Maximale Zielerreichungsgrade von 1 wurden für kein Verfahren erreicht, da für keine der bewerteten Kulturen ein optimaler kulturbedingter Eignungswert (KE = 1) unterstellt wurde.

Tab. 54 zeigt den Vergleich der beiden Produktionssysteme integriert und organisch. Die organischen Verfahren wurden generell besser eingeschätzt, da v.a. durch den Verzicht auf Herbizide hier bessere Etablierungswahrscheinlichkeiten für Segetalarten unterstellt wurden.

Tab. 54: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte des ZEG-PV-Flora über alle Verfahren je Kultur* in Abhängigkeit vom Produktionssystem (integriert vs. organisch)

		Blatt-, inkl. Ölfrüchte:			Getreide:				Körnerleg.:			
		WRA	SKA	SMA	TRI	WGE	WRO	WWE	HAF	SGE	SWE	GLU
Int.	MW	0,34	0,10	0,16	0,42	0,38	0,41	0,40	0,19	0,17	0,17	0,20
	Min	0,30	0,09	0,12	0,38	0,32	0,36	0,36	0,16	0,14	0,16	0,18
	Max	0,42	0,11	0,19	0,47	0,44	0,46	0,47	0,25	0,22	0,18	0,21
Org.	MW	0,70	0,23	0,26	0,66	0,66	0,68	0,63	0,32	0,32	0,33	0,33
	Min	0,66	0,21	0,25	0,62	0,62	0,63	0,60	0,28	0,28	0,28	0,31
	Max	0,73	0,26	0,27	0,74	0,70	0,76	0,65	0,37	0,35	0,37	0,35

* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt.

Ein Vergleich der Modellergebnisse mit Angaben zu Untersuchungsergebnissen aus der Literatur zeigt gute Übereinstimmungen. Generell eher ungünstige Bedingungen für einjährige Segetalarten bestehen in intensiv genutztem Grünland oder in mehrjährigen Ackerkulturen (vgl. ELSEN 2000; ARLT et al. 1991). Der dichte Pflanzenbestand und die häufigen Schnittmaßnahmen bieten Segetalarten nur ungünstige Entwicklungsmöglichkeiten (vgl. SCHACHERER 1992; ELSEN 2000). Im Bezug auf Dauer- und Rotationsstilllegungen wird in Abhängigkeit von Art und Dauer der Stilllegung in vielen Studien ein positiver Effekt belegt, solange sie nicht angesät werden und nicht zu alt werden (vgl. HILBIG 2005; LITTERSKI et al. 2005; FLADE & SCHMIDT 2003). Nach Untersuchungen von GREILER (1994) nehmen auf Stilllegungen die Pflanzenartenzahlen nur in den ersten zwei Jahren zu, während im dritten Jahr keine signifikante Zunahme des Pflanzenartenreichtums mehr feststellbar war. Selbstbegrünte Flächen waren i.d.R. vielfältiger und blütenreicher als angesäte Flächen.

Die generell positive Einstufung der organischen Verfahren gegenüber den integrierten Verfahren wird durch Untersuchungen von HOLE et al. (2005) gestützt. Sie stellen für alle untersuchten Kulturen im organischen Landbau einen höheren Artenreichtum an Segetalpflanzen fest. Sie weisen jedoch darauf hin, dass Verfahren mit sehr intensiver mechanischer Unkrautbekämpfung sowie

unkrautunterdrückenden Untersaaten eine Ausnahme darstellen (vgl. FUCHS & SAACKE 2006; auch MASIUNAS 2003, pers. Mit.). Dies spiegelt sich in den Minimalwerten der Zielerreichungsgrade wieder, die auch für den organischen Anbau auf sehr niedrigerem Niveau liegen können.

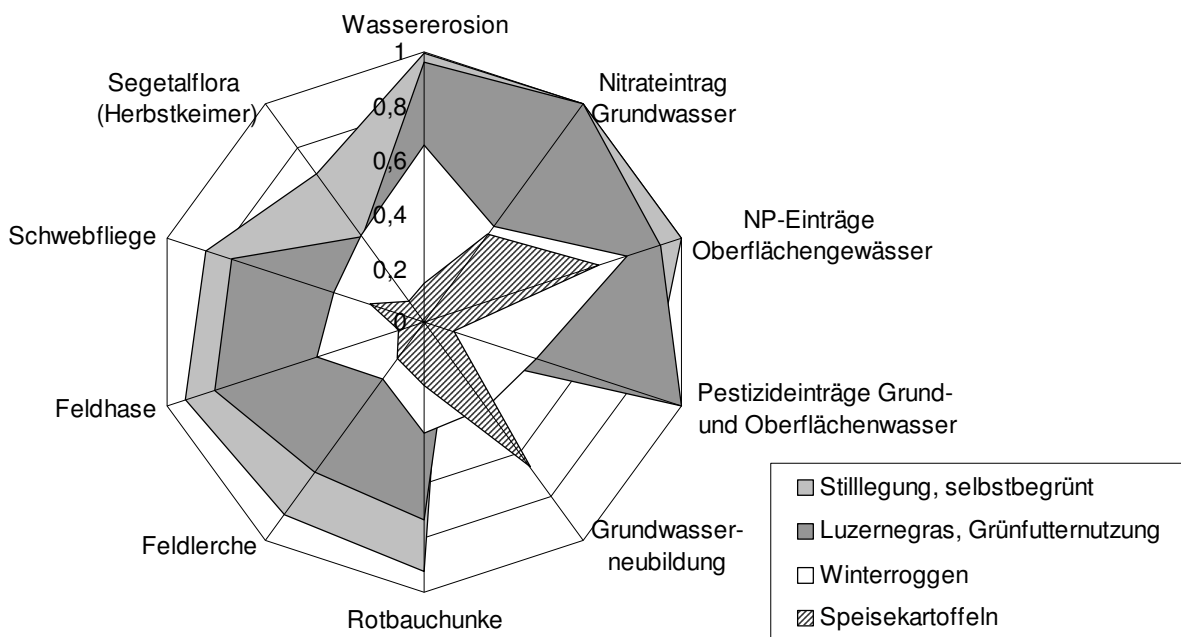
4.11 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse der ökologischen Bewertung von Produktionsverfahren

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung im Hinblick auf die Unterfragestellungen 1.1-1.4 (siehe Kap. 2.3, Box 8). diskutiert.

4.11.1 Einfluss der Kulturart bei der ökologische Bewertung

Dieser Abschnitt bezieht sich auf Unterfragestellung 1.1 (vgl. Kap. 2.3, Box 8): Welche Kulturarten sind hinsichtlich der einzelnen Indikatoren insgesamt als besonders positiv bzw. negativ einzuschätzen? Abb. 61 zeigt zunächst eine differenzierte, einzelindikatorenbezogene Darstellung für verschiedene Kulturen im integrierten Anbau. Dargestellt ist ein Vergleich der Standardvarianten.

Abb. 61: Vergleich der Zielerreichungsgrade (ZEG-PV) für alle Indikatoren für die Standardverfahren* ausgewählter Kulturen im integrierten Landbau



* Standardverfahren = Bodenbearbeitung mit dem Pflug, keine Untersaat oder Zwischenfrucht, mineralische Düngung (definiert für Ackerzahlklasse 38)

Die **Flächenstilllegung** erhält für alle faunistischen Indikatoren die beste Bewertung, da keine Düngung erfolgt, Pflanzenschutzmittel nur zur Behandlung von Unkrautnestern angewendet werden und nur ein Pflegeschnitt stattfindet. Aufgrund der Pestizidanwendung ist die Eignung für den floristischen Indikator weniger gut. Der Beitrag zur Grundwasserneubildung wird als gering eingeschätzt.

Luzernegras als mehrjährige Futterkultur erhält ebenfalls sehr gute Einschätzungen. Da die Etablierungschancen winterannualer Segetalarten im dichten Bestand als gering eingestuft werden, ist die Eignung für den Indikator Segeatflora weniger günstig. Aufgrund der permanenten Bodenbedeckung ist auch der Beitrag zur Grundwasserneubildung als gering bewertet. Hinsichtlich des Indikators Pestizideinträge in Gewässer wird ein Zielerreichungsgrad von 1 erreicht, da keine Pestizide ausgebracht werden.

Winterroggen liegt in der Bewertung für fast alle Indikatoren im mittleren Bereich. Da die Kultur eine relativ gute Bodenbedeckung liefert (vgl. FRIELINGHAUS et al. 1998) und das Düngungsniveau im Vergleich zu anderen Kulturen geringer ist, sind die Zielerreichungsgrade für die Indikatoren Wassererosion und Verlagerung von Nährstoffen in Oberflächengewässer etwas besser.

Die **Speisekartoffel** erhält insgesamt relativ schlechte Einstufungen, da es sich um eine Kultur mit hoher Pflanzenschutzmittelintensität (z.B. bis zu fünf Behandlungen gegen Phytophthora) und hohem Düngungsniveau (durchschnittlich $125 \text{ kg} * \text{ha}^{-1} \text{ N}$) handelt. Als Reihenkultur wird sie als ungünstig in Bezug auf den Indikator Wassererosion bewertet. Aus dem gleichen Grund erreicht sie aber eine bessere Einschätzung im Hinblick auf die Grundwasserneubildung.

Für eine generelle Einschätzung wurde in Tab. 55 eine aggregierte Betrachtung aller Anbauvarianten für Stilllegungen, Blatt- und Ölfrüchte, Getreide, Körnerleguminosen, Futterleguminosen und Grünland bereitgestellt. Berechnet wurde der Mittelwert über alle Verfahren je Kulturgruppe sowie als Maß für die Streuung der Werte die Standardabweichung.

Tab. 55: Mittelwert und Standardabweichung des Zielerreichungsgrades (ZEG-PV) über alle Anbauvarianten je Kulturgruppe (gleichgewichtet aggregiert für alle Indikatoren)

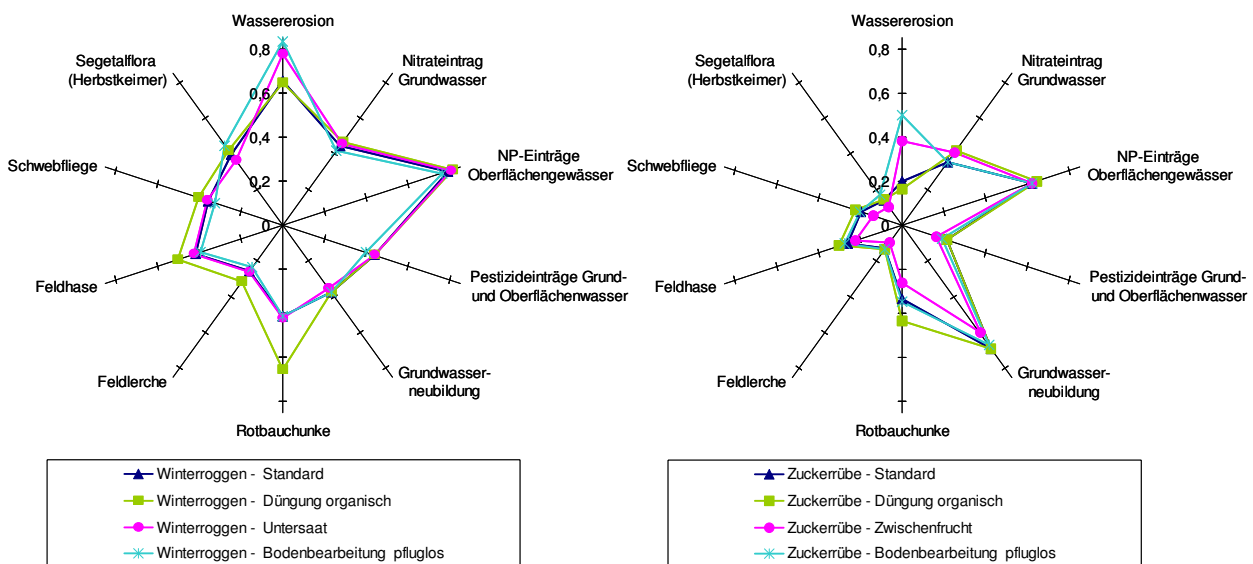
Kulturgruppe	Mittelwert	Standardabweichung
Stilllegung	0,82	0,32
Blattfrüchte, inkl. Ölfrüchte	0,47	0,25
Getreide	0,66	0,24
Körnerleguminosen	0,67	0,22
Futterleguminosen	0,71	0,28
Grünland	0,63	0,29

Demnach sind insgesamt gesehen v.a. Stilllegungen als positiv für die betrachteten Indikatoren bewertet worden. An zweiter Stelle steht der mehrjährige Anbau von Futterleguminosen. Körnerleguminosen und Getreideanbau folgen sowie, mit geringem Abstand in der Bewertung, auch Grünland. Grünland wurde zwar insbesondere für die faunistischen Indikatoren als gut eingestuft, wird aber, durch die schlechte Einschätzung für den floristischen Indikator sowie den im Vergleich zu den Ackerkulturen geringeren Beitrag zur Grundwasserneubildung als schlechter eingestuft. Insgesamt gesehen erhalten die Blatt- und Ölfrüchte die schlechtesten Einstufungen, da in diese Kulturgruppe die Kulturen mit der höchsten Anbauintensität fallen. Die höchste Streuung in der Einschätzung gibt es bei den Stilllegungen, da die Bewertung für Dauer- und Rotationsstilllegungen sehr unterschiedlich ausfallen kann.

4.11.2 Einfluss der Produktionsalternativen je Kulturart bei der ökologischen Bewertung?

Dieser Abschnitt nimmt Bezug zu Unterfragestellung 1.2 (vgl. Kap. 2.3, Box 8): Welche Unterschiede bestehen je Kulturart zwischen den einzelnen Produktionsalternativen? Anhand von zwei beispielhaft ausgewählten Kulturen zeigt Abb. 62 die Unterschiede in der Bewertung in Abhängigkeit von der betrachteten Anbauvariante. Die Zielerreichungsgrade der Anbauvarianten pfluglose Bodenbearbeitung, Untersaat bzw. Zwischenfrucht sowie organische anstatt mineralischer Düngung werden jeweils dem der Standardvariante gegenübergestellt.

Abb. 62: Zielerreichungsgrade (ZEG-PV) der Standardverfahren* im integrierten Landbau von Winterroggen und Zuckerrübe im Vergleich zu den Anbauvarianten pfluglose Bodenbearbeitung, Untersaat bzw. Zwischenfrucht sowie organische anstatt mineralischer Düngung**



* Standardverfahren = Bodenbearbeitung mit dem Pflug, keine Untersaat oder Zwischenfrucht, mineralische Düngung, keine Ernte der Nebenprodukte (Ackerzahlklasse 38)
 ** ansonsten wie das Standardverfahren

Die Varianten mit **pflugloser Bodenbearbeitung** sind im Vergleich zu den Standardverfahren besser geeignet zur Verminderung von Wassererosion. Auch der Indikator Segetalflora profitiert, da Pflügen die Pflanzen mitsamt ihren Vermehrungseinheiten in tiefe Bodenschichten verbringt. Der Zielerreichungsgrad für den Indikator Pestizideinträge in Gewässer verringert sich gegenüber dem Standardverfahren, da pfluglose Bodenbearbeitung i.Allg. mit einer höheren Pflanzenschutzmittelintensität einhergeht.

Anbaualternativen mit einer **Untersaat oder Zwischenfrucht** wurden ebenfalls gut in Bezug auf den Indikator Wassererosion bewertet, bedingt durch die bessere Bodenbedeckung bzw. durch die Vermeidung von Zeiträumen ohne Bodenbedeckung. Die Anbaualternativen sind jedoch negativ für den Indikator Segetalflora, da die Pflanzen hier schlechtere Etablierungsbedingungen vorfinden.

Im Vergleich zu den Standardverfahren sind die Varianten mit **organischer Düngung** anstelle von

mineralischer Düngung für die Indikatoren Nitrataustrag sowie Nährstoffeinträge in Gewässer günstiger bewertet, da nur ein Teil des mit der Düngung zugeführten Stickstoffs als Auswaschungsgefahr angerechnet wird. Die organischen Düngungsvarianten sind auch günstiger für den Indikator Rotbauchunke, da Amphibien bei mineralischer Düngung toxische Verätzungen erleiden können (vgl. u.a. OLDHAM et al. 1993).

Für einige Indikatoren können also durch Wahl geeigneter Anbaualternativen erhebliche Verbesserungen im Zielbeitrag gegenüber dem Standardverfahren erreicht werden. Die Varianz in der Einschätzung der Umweltwirkungen reflektiert dabei die Einflussmöglichkeit des Landwirtes.

4.11.3 Einfluss des Produktionssystems (integrierter vs. organischer Landbau) bei der ökologischen Bewertung

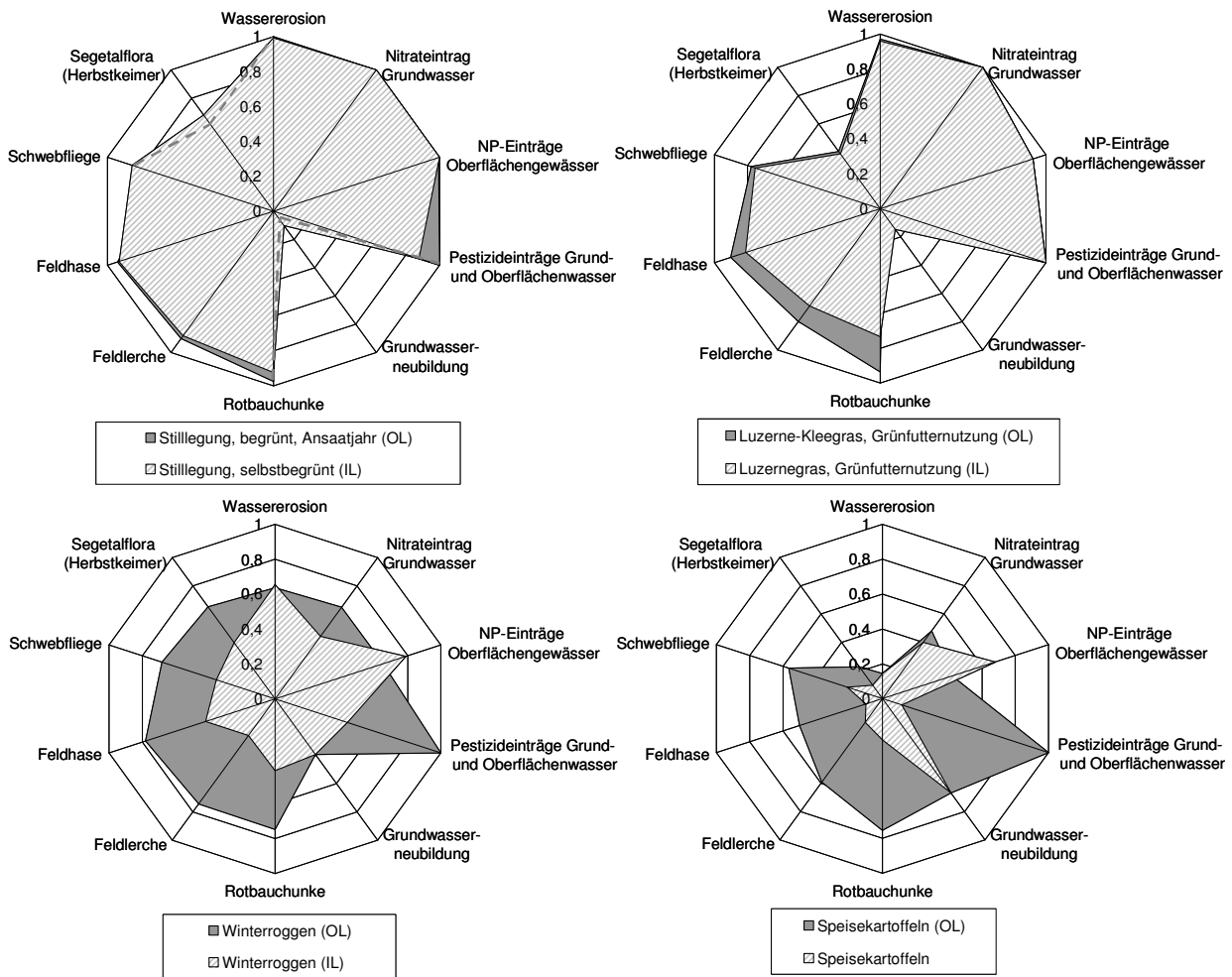
In diesem Abschnitt werden die Zielerreichungsgrade der Standardverfahren verschiedener Kulturen im integrierten und organischen Landbau verglichen (siehe Abb. 63). Die Auswertungen beziehen sich auf Unterfragestellung 1.3 (vgl. Kap. 2.3, Box 8): Welche Unterschiede bestehen zwischen den Produktionssystemen integrierter und organischer Landbau?

Bei den **Stilllegungsverfahren** ergeben sich nur geringe Unterschiede in der Bewertung. Da bei der integrierten Stilllegung auch die Ausbringung von Herbiziden zur Behandlung von Unkrautnestern gestattet ist, wird dieses Verfahren für entsprechend sensible Indikatoren schlechter eingeschätzt. Im Hinblick auf Grundwasserneubildung und den floristischen Indikator ist die integrierte Variante etwas besser, da sie nicht angesät sondern selbstbegrünt ist.

Auch beim **Luzerneanbau** in Kombination mit Gras- (integrierter Landbau) bzw. Kleeinsaat (organischer Landbau) fällt die Bewertung sehr ähnlich aus. In beiden Varianten werden keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht. Als mehrjährige Kultur ist sie in Bezug auf die Grundwasserneubildung generell als schlecht eingeschätzt. Die Bedingungen für winterannuelle Ackerbegleitpflanzen sind ebenfalls als weniger gut eingestuft. Für die anderen biotischen Indikatoren erreicht das organische Verfahren bessere Bewertungen.

Bei **Winterroggen** und **Speisekartoffel** schneiden die organischen Verfahren insgesamt besser ab. Ausnahme ist der Indikator N- und P-Einträge in Gewässer. Da bei den organischen Verfahren der N-Bedarf über die organische Düngung gedeckt wird, kann es zu einer Überversorgung mit P kommen, was sich über die ungünstigeren P-Bilanzen in der Bewertung niederschlägt (vgl. COOPERBAND & WARD GOOD 2002).

Abb. 63: Zielerreichungsgrade (ZEG-PV) der Standardverfahren* ausgewählter Kulturen im integrierten (IL) und organischen Landbau (OL) im Vergleich



* Standardverfahren = Bodenbearbeitung mit dem Pflug, keine Untersaat oder Zwischenfrucht, mineralische Düngung im integrierten bzw. organischer Düngung im organischen Landbau, keine Ernte der Nebenprodukte (Ackerzahlklasse 38)

Insgesamt gesehen, erhalten die organischen Verfahren eine positivere Einschätzung (vgl. dazu auch PIORR & WERNER 1998; ELSSEN 2000; WEIBULL ET AL. 2003). Dies gilt insbesondere für die biotischen Indikatoren und ist ein Effekt der geringeren Düngung bzw. der Nichtanwendung mineralischer Dünger sowie auch Pflanzenschutzmittel. Diese Einschätzung ist für den Indikator Segetalflora weniger ausgeprägt. Der Grund hierfür liegt in der intensiveren mechanischen Unkrautkontrolle im organischen Landbau, die insbesondere für diesen Indikator als kritisch eingestuft wurde. Der Zielbeitrag in Bezug auf den Indikator Pflanzenschutzmitteleinträge in Gewässer ist im organischen Landbau generell mit 1 bewertet. Im Hinblick auf die Nitrataustragsgefährdung wird der organische Landbau ebenfalls als günstiger eingestuft. CHRISTEN (1999: 45) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass im ökologischen Landbau zwar i.d.R. weniger gedüngt wird, die Freisetzung von N aus organischen Düngern aber u.U. unkontrolliert erfolgt, was möglicherweise mit einer stärkeren Verlagerung ins Grundwasser verbunden sein kann (vgl. auch BASTIAN 2005). Kein Einfluss zwischen den Varianten im integrierten und organischen Landbau ergibt sich für die Indikatoren Wassererosion und Grundwasserneubildung, da diese von

spezifischen Maßnahmen, wie der Umstellung auf pfluglose Bodenbearbeitung, dem Anbau von Untersaaten oder Zwischenfrüchten beeinflusst werden (siehe Unterfragestellung 1.2). Der Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten wird allerdings im organischen Landbau öfter praktiziert.

4.11.4 Zielkongruenzen bzw -konvergenzen bei der ökologischen Bewertung

In diesem abschließenden Abschnitt sollen Zielkongruenzen- und konvergenzen untersucht werden. Die Auswertungen beziehen sich auf Unterfragestellung 1.4 (vgl. Kap. 2.3, Box 8): Welche Zielkongruenzen und –konvergenzen bestehen zwischen den einzelnen ökologischen Indikatoren? Als Maß für mögliche Zielübereinstimmungen bzw. Zielkonflikte wurden die Korrelationskoeffizienten zwischen den Zielerreichungsgraden für die einzelnen Indikatoren berechnet (vgl. MEYER-AURICH 2001). Tab. 56 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen.

Tab. 56: Berechnete Korrelationskoeffizienten zwischen den Zielerreichungsgraden für die einzelnen Indikatoren*

	WaEro	NO3	NP	PSM	GWR	Amph	Lerche	Hase	Schweb	Flora
WaEro	1,00									
NO3	0,27	1,00								
NP	0,30	0,84	1,00							
PSM	0,22	0,76	0,49	1,00						
GWR	-0,82	-0,24	-0,34	-0,13	1,00					
Amph	0,29	0,77	0,46	0,90	-0,24	1,00				
Lerche	0,30	0,86	0,62	0,93	-0,28	0,93	1,00			
Hase	0,40	0,89	0,69	0,86	-0,35	0,91	0,96	1,00		
Schweb	0,32	0,87	0,65	0,90	-0,34	0,92	0,97	0,95	1,00	
Flora	0,47	0,49	0,44	0,42	-0,27	0,43	0,49	0,62	0,46	1,00

* Abkürzungen der Indikatoren (vgl. dazu auch Kap. 3.3.2.1, Tab. 15):

WaEro = Wassererosion

NO3 = Nitrateintrag ins Grundwasser

NP = Nährstoffeinträge (N, P) in Oberflächengewässer

PSM = Pestizideinträge ins Grund- und Oberflächengewässer

GWR = Grundwasserneubildung

Amph = Rotbauchunke (Amphibien)

Lerche = Feldlerche (bodenbrütende Feldvögel)

Hase = Feldhase (Säugetier)

Schweb = Schwebfliege (blütenbesuchende Nutzinsekten)

Flora = Segetalflora (Herbstkeimer)

Sehr hohe positive Korrelationen ergeben sich bei den biotischen Indikatoren, da diese auf gleiche Einflussgrößen, wie die Pflanzenschutzmittelintensität und Düngungshöhe reagieren. Daher bestehen auch hoch positive Korrelationen zwischen den Indikatoren der Fauna zu den Indikatoren „PSM“ und „NO3“. Dieser Effekt ist für die faunistischen Indikatoren stärker ausgeprägt, als für den Indikator „Flora“. Ebenfalls hoch positiv korrelieren die Indikatoren „NO3“ und „NP“, da beide vom N-Input abhängen, sowie die Indikatoren „NO3“ und „PSM“, da eine hohes Düngungsniveau im Pflanzenbau i.Allg. auch mit einer höheren Pflanzenschutzmittelintensität einhergeht.

Grundwasserneubildung ist mit allen anderen Indikatoren negativ korreliert, insbesondere dem Indikator Wassererosion, da alle Maßnahmen die auf eine bessere und möglichst ganzjährige Bodenbedeckung abzielen, wie der Anbau von Untersaaten und Zwischenfrüchten, eine verringerte Grundwasserneubildung bedingen. Die geringe Korrelation zwischen dem Indikator „WaEro“ und „PSM“ deutet auf den Zusammenhang zwischen reduzierter Bodenbearbeitung und höherem Herbizideinsatz hin.

Die Zusammenhänge verdeutlichen, dass sich für verschiedene der betrachteten Indikatoren mehrere Ziele in Kombination verfolgen lassen, wie z.B. bei den biotischen Indikatoren. Bei anderen Indikatoren zieht die Optimierung hinsichtlich eines Zieles nicht automatisch positive Wirkung für andere Ziele nach sich (vgl. WEIBULL et al. 2003). Viele Zielkonflikte sind unabwendbar, so ist z.B. die Minimalbodenbearbeitung ohne Herbizide nicht möglich (WAHMHOFF 1997).

5 Akzeptanz von Landwirten für die Umsetzung umweltschonenderer Produktionsverfahren

Zur Untersuchung der Akzeptanz von Landwirten für die Umsetzung umweltschonenderer Produktionsverfahren gemäß Fragestellung 3 (siehe Kap. 1.2, Box 1): Welche Akzeptanz für die Umsetzung umweltfreundlicherer Produktionsverfahren besteht bei Landwirten? wurde eine Befragung in der ausgewählten Modellregion durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Befragung wurden in anonymisierter Form aufbereitet und werden in den folgenden Abschnitten dargestellt und diskutiert. Zu den einzelnen Abschnitten wird jeweils angegeben, auf welche Unterfragestellung sich die Auswertungen beziehen. Kommentare der Landwirte sind mit einer internen ID (z.B. #999-*) kenntlich gemacht. Im Folgenden wird für den Begriff „umweltschonende Produktionsverfahren“ synonym der Begriff „Umweltmaßnahmen“ bzw. kurz auch „Maßnahmen“ verwendet. Darunter sind Abwandlungen eines landwirtschaftlichen Produktionsverfahrens zu verstehen, die mit positiven Umwelteffekten einhergehen. Tab. 57 listet die abgefragten Maßnahmen und deren mögliche positive Umwelteffekte auf.

Tab. 57: Positive Umwelteffekte verschiedener Umweltmaßnahmen

Maßnahme	Positive Umwelteffekte (Beispiele)
M1 - reduzierte/pfluglose Bodenbearbeitung M2 - Mulch- oder Direktsaatverfahren	<ul style="list-style-type: none"> Verminderung von Bodenerosion, dazu möglichst ganzjährige Bedeckung des Bodens (durch die Vegetation bzw. Mulchauflagen) verminderter Run-off in Oberflächengewässer (Sediment, Pflanzennährstoffe, Pflanzenschutzmittel)
M3 - Einsatz von Breitreifen	<ul style="list-style-type: none"> Verminderung der Bodenbelastung, damit verringerte Schädverdichtung des Bodens (v.a. beim Einsatz schwerer Geräte oder Gerätekombinationen)
M4 - Anbau von Zwischenfrüchten	<ul style="list-style-type: none"> ganzjährige Bodenbedeckung zur Verminderung von Bodenerosion und Nitratauswaschung ins Grundwasser (wichtig v.a. in niederschlagsreichen Zeiträumen; Winterzwischenfrüchte)
M5 - Anbau von Untersaaten	<ul style="list-style-type: none"> erhöhte Bodenbedeckung (s.o.), wichtig in Reihenkulturen, wie z.B. Mais oder Zuckerrüben
M6 - Aufwandreduzierung von Düngemitteln	<ul style="list-style-type: none"> verminderte Verlagerung von Nährstoffüberschüssen in Grund- (v.a. Nitrat) und Oberflächengewässer (v.a. Phosphor, Vermeidung von Eutrophierung) durch Düngung nach Entzug
M7 - Aufwandreduzierung von Pflanzenschutzmitteln	<ul style="list-style-type: none"> verminderte Belastung der Umwelt mit Pestiziden, z.B. durch den Einsatz abdriftarmer Pflanzenschutzmittelspritzen und der Ausbringung nach dem Schadschwellenprinzip (keine Prophylaxe)
M8 - Austausch von Betriebsmitteln	<ul style="list-style-type: none"> beim Pflanzenschutz z.B. Verminderung der Schädigung von „Nicht-Zielorganismen“, darunter auch Nützlingen, durch die Anwendung selektiver anstatt breitenwirksamer Pflanzenschutzmittel
M9 - Ertragskartierung	<ul style="list-style-type: none"> als Grundlage für die Einsparung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, v.a. bei heterogener Bodenqualität
M10 - Zusammenlegung von Arbeitsgängen	<ul style="list-style-type: none"> weniger Bearbeitungsgänge, damit Verringerung der mechanischen Bodenbelastung und des Störungspotenzials für bestimmte Tierarten, wie z.B. bodenbrütenden Feldvögel

(Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite)

Maßnahme	Positive Umwelteffekte (Beispiele)
M11 - Verschiebung von Bearbeitungsterminen	<ul style="list-style-type: none"> Verminderung des Störungspotenzials v.a. für Tierarten in sensiblen Perioden (z.B. Brutsaison verschiedener Vögel, Wanderungszeiträume von Amphibien etc.) durch Verlegen der Termine in unkritische Zeiträume
M12 - Anpassung von Arbeitsgängen	<ul style="list-style-type: none"> Verringerung der Verletzungs- und Tötungsgefahr von Tierarten (z.B. Schnitthöhen zur Schonung von Junghasen ändern, Balken statt Kreiselmäher einsetzen, um die Verletzungsgefahr zu senken, das Mahdregime ändern, um die Fluchtmöglichkeiten zu erhöhen)
M13 - Stilllegung von Flächen	<ul style="list-style-type: none"> mit Stilllegungen sind aufgrund der geringen Anzahl von Bearbeitungsgängen häufig positive Wirkungen für eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten verbunden (u.a. Ackerwildkräuter, blütenbesuchende Nutzinsekten, Feldvögel, Feldhase etc.)
M14 - Umwandlung von Acker in Grünland	<ul style="list-style-type: none"> Beitrag zum Schutz der an Grünland gebundenen Tier- und Pflanzenarten, auch Beitrag zum Schutz vor Bodenerosion (v.a. überschwemmungsgefährdete Standorte)

5.1 Derzeitige Durchführung von Umweltmaßnahmen

Die Auswertung in diesem Abschnitt bezieht sich auf Unterfragestellung 3.1 (vgl. Kap. 2.3, Box 9): Welche umweltschonenden Maßnahmen werden bereits von Landwirten in der Untersuchungsregion in welchem Umfang durchgeführt? Im Rahmen der Erhebung wurde abgefragt, ob die in Tab. 57 aufgelisteten Maßnahmen bereits in den Betrieben durchgeführt werden, ab wann damit begonnen wurde, wie viel Fläche derzeit auf die Maßnahmen entfällt und ob geplant ist, diese in den nächsten zwei Jahren auszuweiten bzw. neu einzuführen. Die Ergebnisse sind in Tab. 58 zusammengestellt (siehe nächste Seite).

Insgesamt kann festgehalten werden, dass alle abgefragten Umweltmaßnahmen bereits in der Region umgesetzt werden, dies jedoch in sehr unterschiedlichem Umfang. Nach PRAGER (2002: 112) bzw. ESSER (1999: 56) ist der Auslöser, sich mit Umweltmaßnahmen zu beschäftigen, die Wahrnehmung eines Umweltproblems und die Erkenntnis, dass dieses Problem Relevanz besitzt. Demnach werden die Umweltprobleme von den Landwirten der Untersuchungsregion tatsächlich wahrgenommen und die einzelnen Maßnahmen sind als verschiedene Strategien zu ihrer Abwehr bzw. Abmilderung zu sehen. Ein Beleg für die Wahrnehmung von Umweltproblemen sind die Eingeständnisse der Befragten zu „Fehlern“ in der Vergangenheit: „... *hier in der Gegend ist auch viel gemacht worden, was nicht gut war; Sölle beseitigt, unsinnige Meliorationen ...*“ (#999-5). Bis auf einen Einzelfall, in dem das Vorhandensein von Umweltproblemen generell nicht gesehen wurde: „... *unser Betrieb hat keine Umweltprobleme, keine Erosion usw.*“ (#999-4), erkennen alle Landwirte das Vorhandensein von Umweltproblemen in der Region an. Darüber hinaus bekunden sie zu verschiedenen Maßnahmen (M1, M2, M7 und M10, vgl. Tab. 58), sich über das gegenwärtige Maß hinaus weiter engagieren und zukünftig noch mehr Gewicht auf umweltrelevante Aspekte in der Produktion legen zu wollen, z.B. „*Zum Bodenschutz, da werden wir noch mehr machen*“ (#999-2). Zwar merken verschiedene Autoren (u.a. PREISENDÖRFER & FRANZEN 1996; LUZ 1994: 54) an, dass zwischen der verbal bekundeten Absicht zu umweltgerechtem Verhalten und tatsächlichem Verhalten oft eine erhebliche Diskrepanz bestehen kann, nach HAMPICKE (2000: 26)

belegen jedoch mehrere Studien eindeutig den Zusammenhang zwischen bekundeter Sorge um die Natur und tatsächlicher Handlungsbereitschaft.

Tab. 58: Durchführung von Umweltmaßnahmen in den befragten Betrieben

Maßnahme	durchgeführt von n Betrieben ^{a)}	Fläche [ha]	Fläche [% an LN] ^{b)}	Auswei- tung [ha] ^{c)}
M1 - reduzierte/pfluglose Bodenbearbeitung	8	5.244	40,54	500
M2 - Mulch- oder Direktsaatverfahren	7	3.087	23,87	500
M3 - Einsatz von Breitreifen	7	7.383	57,08	-
M4 - Anbau von Zwischenfrüchten	6	415	3,21	-
M5 - Anbau von Untersaaten	2	20	0,15	-
M6 - Aufwandreduzierung von Düngemitteln (Düngung nach Entzug)	11	10.739	83,02	- ^{d)}
M7 - Aufwandreduzierung von Pflanzenschutzmitteln (Schadschwellenprinzip, abdriftarme Geräte)	10	10.087	77,98	314
M8 - Austausch von Betriebsmitteln (z.B. selektive statt breitwirksame PSM)	7	4.704	36,37	-
M9 - Ertragskartierung	5	2.532	19,57	-
M10 - Zusammenlegung von Arbeitsgängen (z.B. Saatbettbereitung und Drillen)	8	3.830	29,61	392
M11 - Verschiebung von Bearbeitungsterminen (z.B. Mahdtermine)	5	198	1,53	-
M12 - Anpassung von Arbeitsgängen (z.B. Schnitthöhen, Balken- statt Kreiselmäher)	4	268	2,07	-
M13 - Stilllegung von Flächen	11	875	6,76 (8,13 % des AL)	- ^{e)}
M14 - Umwandlung von Acker in Grünland	5	98	0,76	-

a) bei einem Stichprobenumfang von $n_{\text{gesamt}} = 11$

b) Flächenumfänge in % an der von diesen Betrieben in 2004 bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN)

c) bekundete Ausweitungsabsichten einzelner Maßnahmen in den nächsten zwei Jahren

d) Maßnahme findet bereits auf 100 % des Ackerlandes (AL) statt.

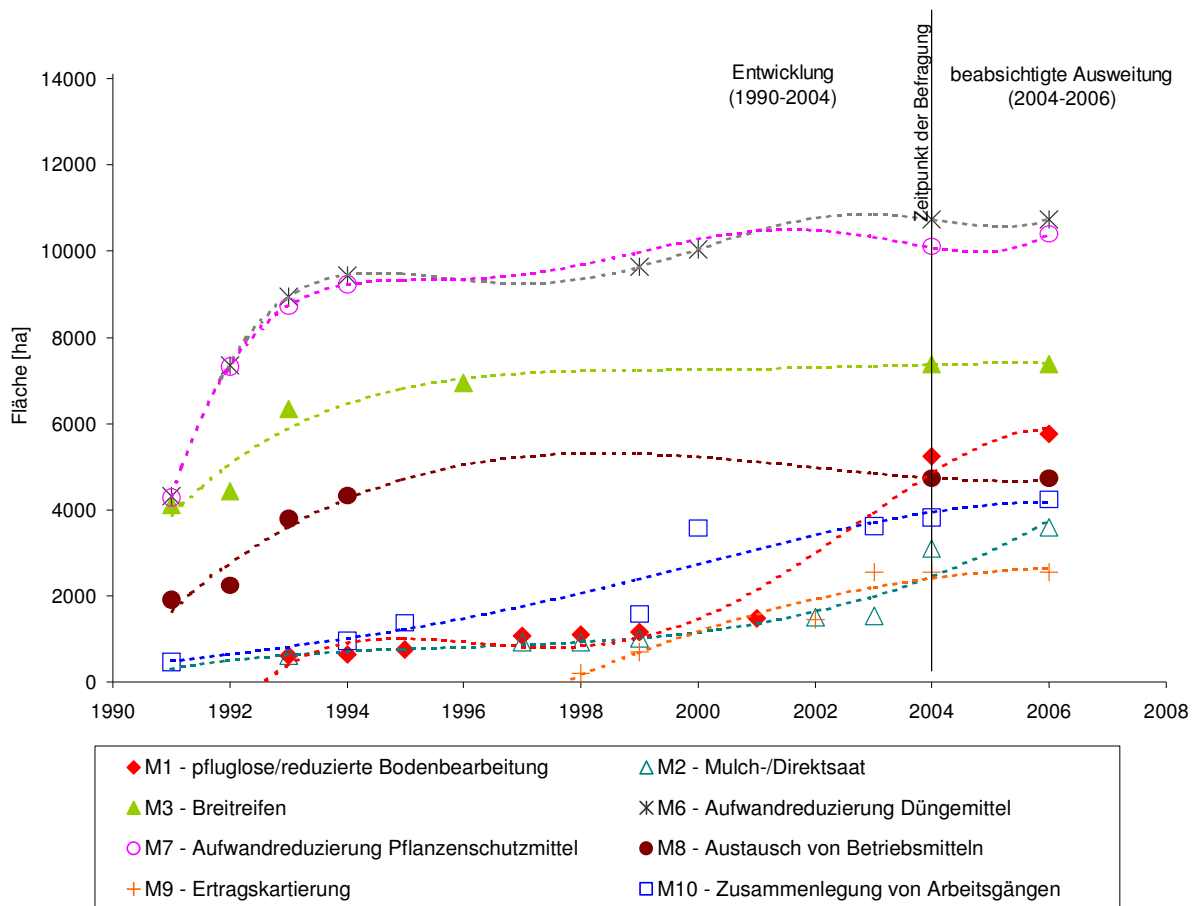
e) Fläche übersteigt die obligatorische Stilllegung, in 2004 lag die se bei mindestens 5 % des AL.

Legt man das Phasenmodell zum Prozess des Akzeptierens (vgl. dazu Kap. 2.3, Abb. 9) zugrunde, befinden sich die Landwirte für die einzelnen Maßnahmen in verschiedenen Phasen des Akzeptanzprozesses. Entweder in der Phase des „Entscheidens und Ausprobierens“, in der mit den Maßnahmen experimentiert und entschieden wird, ob es sich lohnt, sie auf mehr Flächen umzusetzen und vermehrt in die Produktionsabläufe zu integrieren, d.h. in die Phase des „Umsetzens und Integrierens“ zu wechseln und ob sie sich schließlich so bewähren, dass sie in der Phase des „Bestätigens und Akzeptierens“ vollständig akzeptiert und dauerhaft übernommen werden. Die letzte Phase trifft insbesondere für Maßnahmen zu, die bereits auf großen Flächenanteilen der Betriebe durchgeführt werden. Dazu gehören v.a. die Aufwandreduzierung von Düngemitteln (M6) und die Aufwandreduzierung von Pflanzenschutzmitteln (M7), die bereits auf 100 bzw. über 90 % des Ackerland praktiziert werden.

Aufschlussreich sind in diesem Zusammenhang auch die zeitabhängigen Übernahmeraten der

einzelnen Maßnahmen. Abb. 64 zeigt die Übernahmeraten für alle Maßnahmen, die auf relativ großen Flächenanteilen der Betriebe Anwendung finden und die auch in Zukunft in dieser Größenordnung weitergeführt oder sogar ausgeweitet werden sollen. Beide Maßnahmen, M6 und M7, sind auch die Maßnahmen mit den höchsten Übernahmeraten in einem relativ frühen und kurzen Zeitraum. Nach einer kurzen Testphase haben sie sich schnell bewährt und wurden auch für die Folgejahre übernommen. Entsprechendes gilt für die Verwendung von Breitreifen (M3) und den Austausch von Betriebsmitteln (M8). Auch diese Maßnahmen zeigten hohe Übernahmeraten zu einem frühen Zeitpunkt und wurden dann dauerhaft für einen relativ hohen Flächenanteil übernommen. Im Gegensatz dazu wurden die pfluglose bzw. reduzierte Bodenbearbeitung (M1) sowie die Mulch- bzw. Direktsaat (M2) nach Einführung zunächst nur zögerlich übernommen.

Abb. 64: Flächenumfang der Umweltmaßnahmen im Zeitraum 1990-2004 sowie beabsichtigte Ausweitung der Maßnahmen bis 2006 (ab 200 bis max. 11.000 ha)



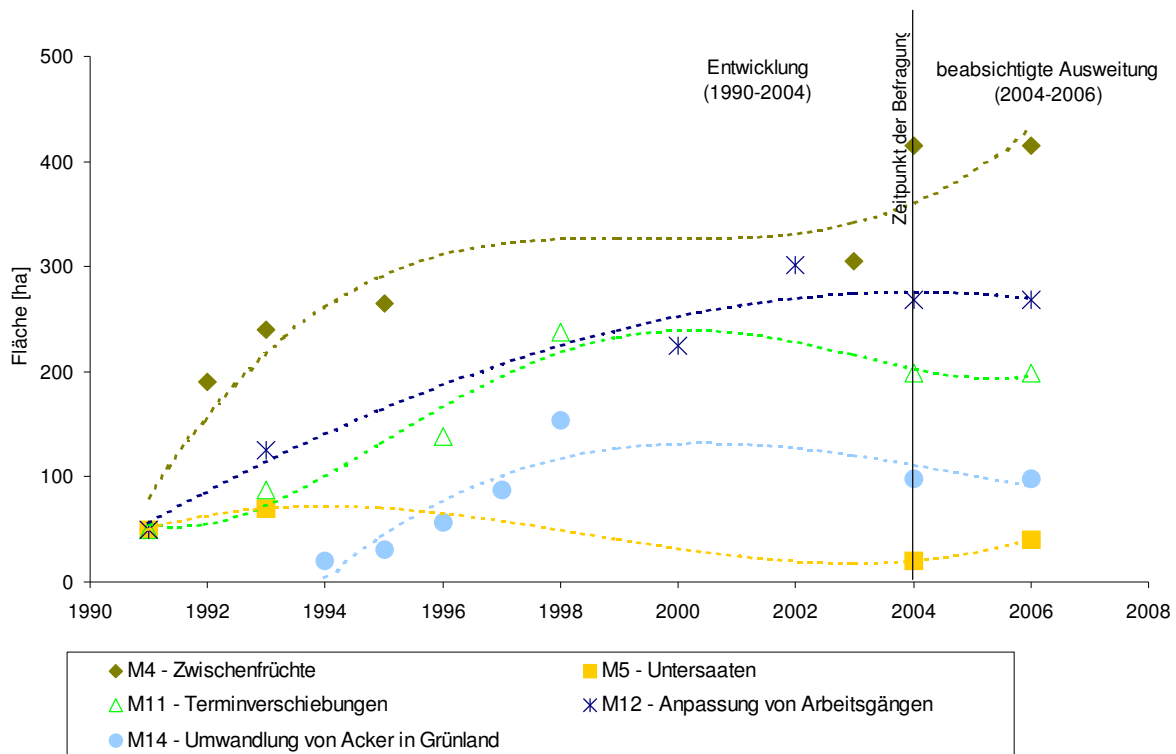
Grund hierfür waren die anfänglichen Vorbehalte gegenüber diesen Maßnahmen. So sind in den ersten Jahren nach der Umstellung geringere Erträge möglich, die aber mit wachsendem Kenntnisstand und zunehmender Praxis ausgeglichen werden können (vgl. auch (JAROSCH & ZEDDIES 1991)). Nach Angaben der Landwirte sehen auch Nachbarn und Verpächter die Maßnahmen bedingt durch die oft höhere Verunkrautung kritisch, da ein sauberer Acker immer noch als ein Indikator für eine „vorbildliche“ Wirtschaftsweise gilt (vgl. PRAGER 2002: 76; ARLT et

al. 1991: 109). Selbst die Fördermöglichkeit im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms in Brandenburg (KULAP) auf Basis der VO (EWG) Nr. 2078/1992 (vgl. MLUR 2000: 13 ff.) für „bodenschonende und erosionsmindernde Produktionsverfahren“ in den Jahren 1994-1998 zeigt bei den befragten Betrieben keinen fördernden Effekt. Erst nach einer längeren Phase des „Entscheidens & Ausprobierens“ kommt es in den Jahren 1999-2004 für M1 und zeitlich verzögert in den Jahren 2002-2004 für M2 zu erhöhten Übernahmeraten und die Maßnahmen erscheinen auf lange Sicht akzeptiert, denn für beide Maßnahmen sind auch Ausweitungen für die nächsten Jahren vorgesehen. Viele Landwirte haben auch durch die Anschaffung spezieller Technik, wie Direktsaatmaschinen, in diese Maßnahmen investiert.

Ertragskartierung (M9) als relativ neue Technik unter Nutzung von GPS (Globales Positionierungssystem) wurde erst in 1998 übernommen und nahm bis 2003 stetig zu. GPS wird von vielen der befragten Landwirte als „sehr interessant“ eingeschätzt, da die Schläge in der Region sehr heterogen sind und die Technologie eine gute Möglichkeit für die Einsparung von Betriebsmitteln bietet. Eine häufige Aussage war auch, dass „man innovativ bleiben müsse“ (u.a. #999-2) und sich neuen Technologien gegenüber nicht verschließen dürfe. Dies gelte insbesondere für die „jungen“ Landwirte: „Jungunternehmer müssen innovativ sein, sonst verkümmert ein ganzer Berufsweig geistig“ (#647-5).

Abb. 65 zeigt alle Maßnahmen, die auf einem relativ kleinen Flächenanteil durchgeführt werden und für die keine Ausweitung vorgesehen ist bzw. die sogar rückläufig sind.

Abb. 65: Flächenumfang der Umweltmaßnahmen im Zeitraum 1990-2004 sowie beabsichtigte Ausweitung der Maßnahmen bis 2006 (ab 20 bis max. 450 ha)

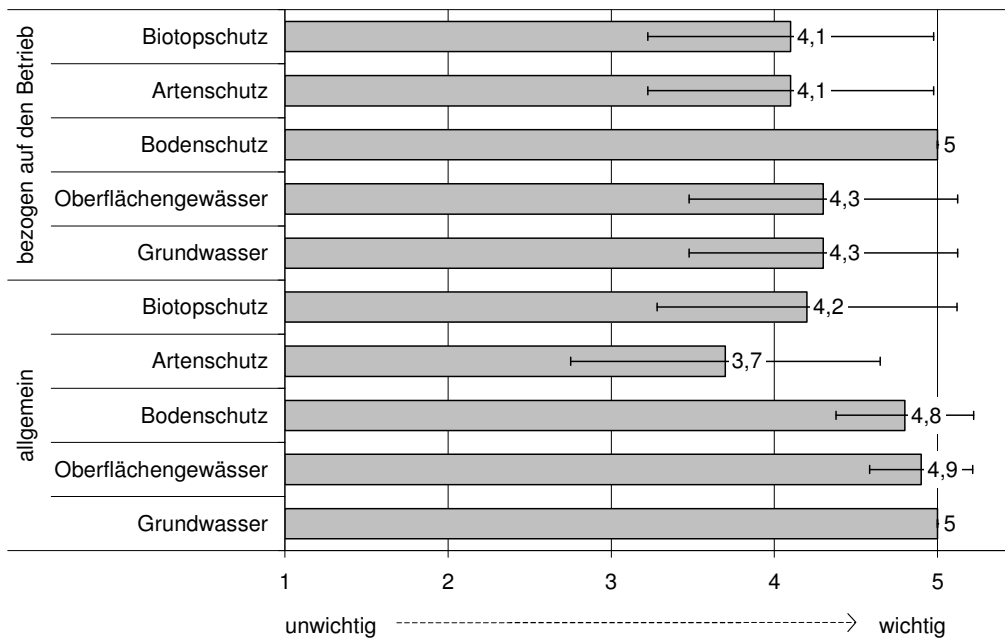


Rückläufig gemessen am Flächenumfang sind v.a. Untersaaten (M5), die Verschiebung von Bearbeitungsterminen (M11), die Anpassung von Arbeitsgängen (M12) sowie die Umwandlung von Acker in Grünland (M14). Entsprechend des Phasenmodells waren die Testexperimente demnach in der Phase des „Umsetzens und Integrierens“ nicht erfolgreich genug für eine langfristige Übernahme der Maßnahmen. Der Anbau von Untersaaten (M5) ist aufgrund der häufig auftretenden Sommertrockenheit und damit verbundenen Wasserkonkurrenz mit der Hauptfrucht nicht sehr akzeptiert und wird ohnehin nur von zwei Landwirten praktiziert. Die Maßnahmen M11, M12 und M14 werden v.a. auf Grünland angewendet und ihre Akzeptanz scheint eng an deren Fördermöglichkeit geknüpft. So war eine Förderung im Rahmen von KULAP (vgl. MLUR 2000: 13 ff.) im Zeitraum 1994-1998 für die „Umwandlung von Ackerland in extensiv zu nutzendes Grünland“ (Bezug zu M14) sowie die „Förderung von Wiesenbrütern“ (Bezug zu M11) möglich. Mit Ende des Förderzeitraumes in 1998 sind diese Maßnahmen rückläufig.

Zur Flächenstilllegung (M13) sei angemerkt, dass diese den Umfang der obligatorischen Stilllegung übersteigt, d.h. es wurden zusätzliche Flächen freiwillig aus der Produktion genommen. Einige der Betriebe legen auch Flächen im Rahmen von KULAP aus Naturschutzgründen still. Die entsprechende Agrarumweltmaßnahme „Dauerstilllegung von Ackerland auf ökologisch sensiblen Flächen“ im Rahmen von KULAP wird von einigen Betrieben genutzt. Die kleinflächigen (0,05-0,3 ha), selbstbegrünter Stilllegungen dürfen nicht genutzt werden, auch nicht als Vorgewende oder Weg, es dürfen weder Dünge- noch Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden und es besteht keine obligatorische Pflege (MLUR 2000: 72). Diese Flächen können bei entsprechendem Management einen besonders hohen Beitrag zum Umweltschutz leisten (BERGER et al. 1999a).

5.2 Einschätzung der Wichtigkeit von Umweltzielen

Dieser Abschnitt bezieht sich auf Unterfragestellung 3.2 (Kap. 2.3, Box 9): Welche Umweltziele werden als wichtig angesehen? Die Befragten sollten dabei angeben, welche Umweltziele sie ganz allgemein für wichtig halten und welche davon sie speziell bezogen auf den Betrieb für so wichtig halten, dass dazu Umweltmaßnahmen durchgeführt werden. Es ergaben sich recht unterschiedliche Einschätzungen durch die Landwirte. Während allgemein gesehen vor allem der Gewässerschutz von den Landwirten als äußerst wichtig eingeschätzt wurde, war es, bezogen auf den Betrieb, an erster Stelle der Bodenschutz. Viele Landwirte bekundeten, explizit im Bereich Bodenschutz noch mehr Umweltmaßnahmen einführen zu wollen: „*Zum Bodenschutz, da werden wir noch mehr machen*“ (#999-2); „*... pfluglos werden wir einführen, ... machen wir jetzt schon zu Raps*“ (#999-11). Demgegenüber ist den Landwirten der Arten- und Biotopschutz vergleichsweise weniger wichtig. Abb. 66 zeigt die Mittelwerte (MW) der Einschätzungen durch die Landwirte sowie, als Maß für die Streuung, die Standardabweichung (StAbw).

Abb. 66: Einschätzung der Wichtigkeit von Umweltzielen (MW, StAbw)

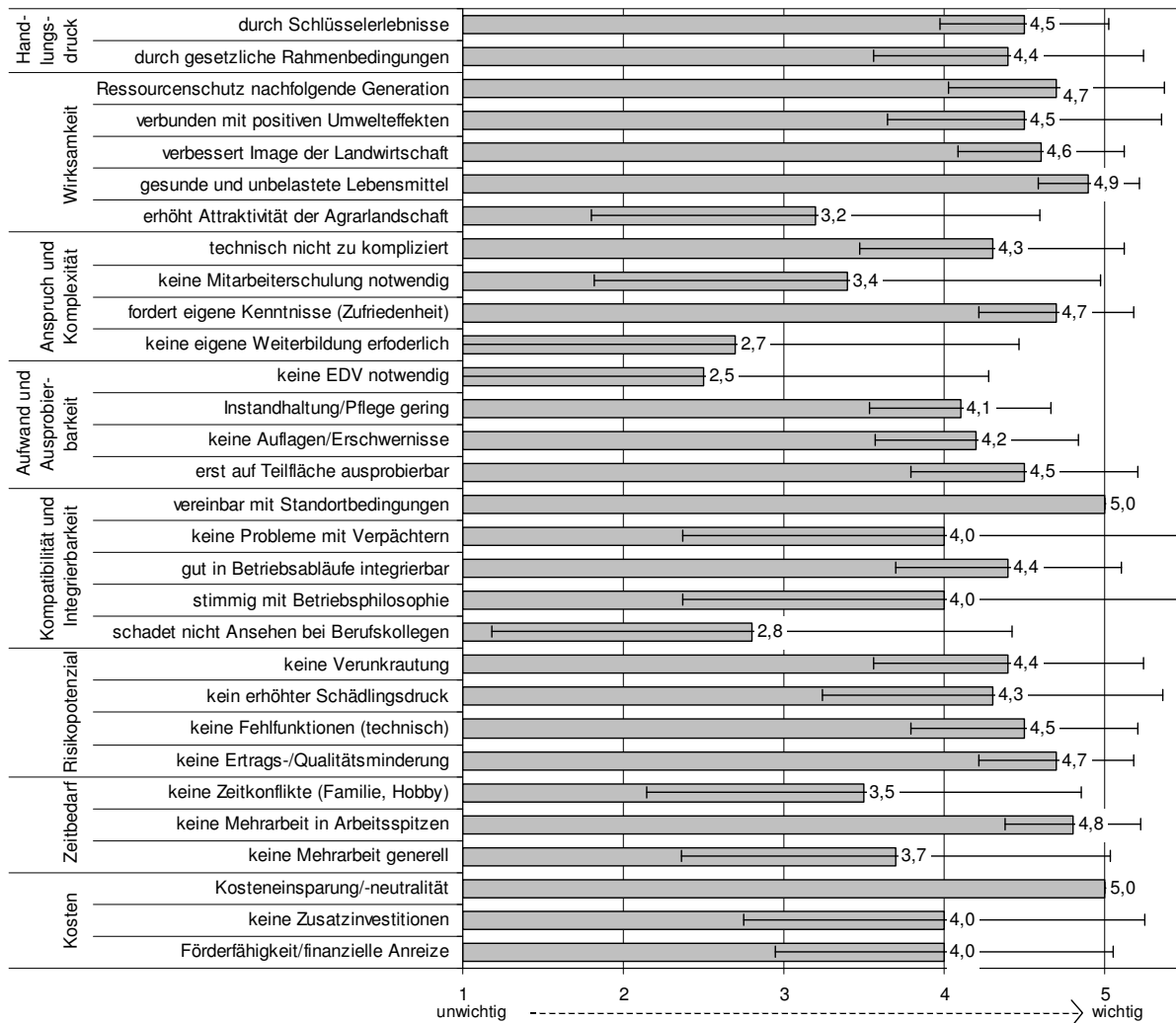
Die besondere Bedeutung des Bodenschutzes für die Landwirte wird auch von anderen Autoren bestätigt: Auch bei den von PRAGER (2002: 73; 673) befragten Landwirten wurde oft die Absicht geäußert, langfristig die Bodenqualität erhöhen und erhalten zu wollen, während reine naturschutzfachliche Aspekte zweitrangig waren. PONGRATZ (1992: 207) formuliert dazu: „Die von den Bauern in den Vordergrund gerückte Bodenverdichtung und -erosion (von der sie selbst wohl am meisten betroffen sind) spielt weder im Urteil ... [von] Gutachter[n] noch im öffentlichen Diskurs diese herausgehobene Rolle. Die Gutachterkommission stellt dagegen die Verantwortung der Landwirtschaft für die Erhaltung der Landschaft und der Tier- und Pflanzenwelt heraus ... Sie schätzt auch die Belastung des Wasserhaushalts als schwerwiegender ein als die befragten Bauern das tun.“

Hinsichtlich des Arten- und Biotopschutzes formulierten die Landwirte verschiedene Bedenken. So äußerten einige Landwirte die Befürchtung, dass ihre Flächen evtl. unter Schutz gestellt werden, sobald sich etwas Schützenswertes darauf entwickelt und dass sie dann mit Bewirtschaftungsaufgaben zu rechnen haben (vgl. auch PRAGER 2002: 61; AUTSCH 1992: 106). So die Aussagen zweier Landwirte: „Wir haben da viel gemacht, Anpflanzungen und so; haben dadurch Bewirtschaftungerschwernisse und müssen Abstandsregelungen einhalten; wer sich engagiert, ist nachher der Angeschmierte“ (#999-5); „Hätten wir gewusst, das uns diese Kröten da mal soviel Ärger machen, hätten wir eine Schaufel genommen und sie alle einzeln totgeschlagen“ (#999-5). Insgesamt besteht im Bereich Arten und Biotopschutz also die Annahme, dass ein übermäßiges Engagement in diesem Bereich u.U. nachteilig für den Betrieb sein könnte. Dennoch ließen viele Aussagen der Landwirte klar erkennen, dass sie umfangreiche Kenntnisse über das Zusammenspiel zwischen landwirtschaftlichen Aktivitäten und den Auswirkungen auf einzelne Arten haben (vgl. auch AUTSCH 1992: 139). So ein Landwirt: „Wir wissen um die Besonderheiten der Umwelt in unserem Bereich, wo z.B. welche Vögel brüten“ (#999-3).

5.3 Akzeptanzfördernde und -hemmende Faktoren für die Umsetzung von Umweltmaßnahmen

Der folgende Abschnitt bezieht sich auf Fragestellung 3.3 (Kap. 2.3, Box 9): Welche Faktoren hemmen oder fördern die Umsetzung von Umweltmaßnahmen? Zu diesem Bereich sollten die befragten Landwirte angeben, wie wichtig verschiedene Faktoren für sie sind, wenn sie sich für oder gegen die Durchführung einer Umweltmaßnahme entscheiden. Insgesamt wurden hierzu 30 Einzelfaktoren abgefragt, die bestimmten Faktorengruppen zugeordnet wurden (vgl. Abb. 67).

Abb. 67: Einschätzung der Wichtigkeit der Einzelfaktoren (MW, StAbw)



Die Gruppen wurden in Anlehnung an die von ROGERS (2003: 219 ff.) vorgeschlagenen Kategorien *relative advantage* (relativer Vorteil), *compatibility* (Kompatibilität und Integrierbarkeit), *complexity* (Anspruch und Komplexität), *trialability* (Aufwand und Ausprobierbarkeit) sowie *observability* (Beobachtbarkeit der Wirkungen bzw. kurz Wirksamkeit) gebildet. Die Kategorie relativer Vorteil wurde noch mal hinsichtlich der Kosten, des Zeitbedarfs und des Risikopotenzials unterteilt. Zusätzlich wurde eine Kategorie Handlungsdruck berücksichtigt.

Allen Befragten war **besonders wichtig**, dass die Maßnahmen kosteneinsparend bzw. kostenneutral sind und dass die Umsetzung der Maßnahmen problemlos mit den Standortbedingungen hinsichtlich Klima und Boden vereinbar sind. Alle Befragten wählten für diese beiden Einzelfaktoren die höchste Wichtigkeitsklasse 5 aus. Bei den Kosten steht damit die mögliche Förderfähigkeit einer Maßnahme bzw. ein zusätzlicher finanzieller Anreiz nicht im Vordergrund, wie so oft betont (vgl. PRAGER 2002: 28; AHRENS et al. 2000; HOLM-MÜLLER et al. 2002). AUTSCH (1992: 184) schreibt dazu: „*Dass dem positiven finanziellen Anreiz eine große Bedeutung im internen Entscheidungsprozeß zukommt ist unbestritten, dennoch muß die Stellung als zentrales Lenkungsinstrument relativiert werden.*“ Weiterhin wurde als bedeutend eingeschätzt, dass die Maßnahme nicht den Ertrag und die Qualität der erzeugten Produkte negativ beeinflusst und die Produktion gesunder und unbelasteter Lebensmittel gewährleistet ist. Ebenfalls sehr wichtig war es den befragten Landwirten, dass durch die Maßnahme keine Mehrarbeit in Arbeitsspitzen entsteht. Die Bedeutung dieses Einflussfaktors wird auch von KUSEMANN (2004: 12) betont. Dem gegenüber wurde Mehrarbeit generell nicht als kritisch eingestuft. Weitere wichtige Faktoren waren, dass eine Maßnahme einen Beitrag zum Ressourcenschutz für nachfolgende Generationen leistet, das Image der Landwirte verbessert und die Kenntnisse des Landwirts fordert und damit zur Zufriedenheit mit der eigenen Tätigkeit beiträgt.

Die **geringste Bedeutung** hatte es für die befragten Landwirte, ob eine Maßnahme eine elektronische Datenverarbeitung oder Weiterbildung notwendig macht. Auch, ob die Umsetzung einer Maßnahme evtl. ihrem Ansehen bei Berufskollegen schadet, wurde als relativ unwichtiger Faktor angesehen (vgl. WILSTAKE & PLANKL 1988: 78 ff.). So berichtete ein Landwirt, dass er sehr experimentierfreudig ist, was die Anpassung seiner Maßnahmen zur reduzierten Bodenbearbeitung angeht: „... *dafür wurde ich am Stammtisch ordentlich zusammengefaltet*“ (#999-2). Dennoch lässt er sich dadurch nicht in seinem Handeln beeinflussen.

Ein **Handlungsdruck** für die Umsetzung von Umweltmaßnahmen wurde für die befragten Landwirte sowohl intern, durch eigene Schlüsselerlebnisse, als auch extern durch die gesetzlichen Rahmenbedingungen, ausgelöst. Als Schlüsselerlebnisse wurden insbesondere das eigene Beobachten schwerer Umweltschäden, wie Bodenabträge in größerem Ausmaß genannt. Im Zusammenhang mit den gesetzlichen Rahmenbedingungen wurde u.a. auf die Beschlüsse der neuen GAP-Reform, das Bundesbodenschutzgesetz und verschiedene Agrarumweltprogramme Bezug genommen.

Die **Heterogenität der Antworten**, gemessen an der Standardabweichung als Streuung um den Mittelwert, war u.a. hinsichtlich der Weiterbildungsbereitschaft, sowohl der eigenen als auch der der Mitarbeiter, sowie der Bereitschaft zur EDV-Anwendung am größten. Auch hinsichtlich der eventuellen Probleme mit Verpächtern, der Auswirkungen auf das Ansehen bei Berufskollegen und der positiven Wirkung auf die Attraktivität der Agrarlandschaft fielen die Aussagen sehr heterogen aus. Diese Heterogenität lässt sich v.a. auf die unterschiedlichen individuellen Einstellungen der Landwirte sowie das jeweilige soziale Umfeld zurückführen, das v.a. durch die betrieblichen und familiären Bedingungen geprägt ist, da die naturräumlichen und gesetzlichen Rahmenbedingungen für alle Befragten gleich waren.

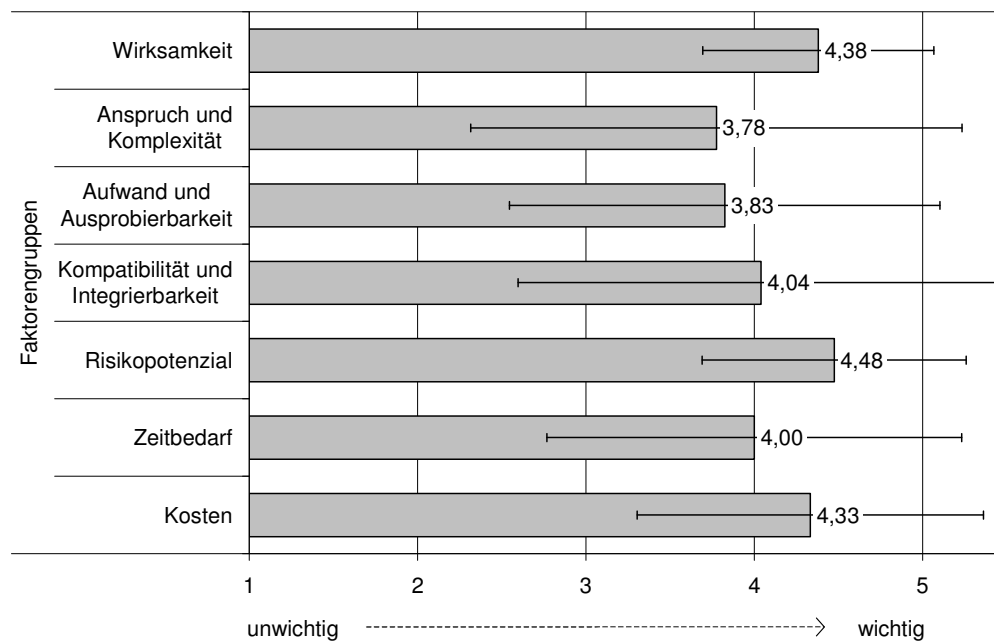
Bei den individuell bedingten Faktoren spielen u.a. Risikoneigung, Anpassungsfähigkeit, Innovationsbereitschaft, Umweltbewusstsein, eigenes Wissen, Erfahrungen und Vorlieben eine

wichtige Rolle. So war die Einschätzung zum Punkt „keine EDV notwendig“ je nach persönlichen Computerkenntnissen und „Computerbegeisterung“ sehr verschieden.

Bei den betrieblichen Faktoren nehmen u.a. der vorhandene Maschinenpark, finanzielle Spielräume für Neuinvestitionen, betriebliche Arbeitsspitzen, Qualifikation der Mitarbeiter und nichtlandwirtschaftliche Nebenaktivitäten des Betriebes Einfluss. So schätzten alle Befragten, auf deren Betrieb Tourismus als zusätzliche Einkommensquelle eine Rolle spielt, den Punkt „Maßnahme erhöht die Attraktivität der Agrarlandschaft“ als äußerst oder sehr wichtig ein, während er bei anderen eher von untergeordneter Bedeutung war. Auch familiäre Verhältnisse, wie Familienstand, das Vorhandensein und das Alter von Kindern, Beschäftigung von Familienmitgliedern im Betrieb, können einen großen Einfluss haben. So wurde der Punkt „keine Zeitkonflikte (Familie/Hobby)“ von Befragten mit kleinen Kindern häufiger als wichtig eingestuft. Diese Einflussfaktoren des sozialen Umfeldes werden häufig unterschätzt (SALAMON et al. 1997; ROSSIER 2004). Der Landwirt wird i.d.R. als unabhängiger Entscheidungsträger gesehen, der seine Entscheidungen betriebsbezogen trifft. Insbesondere bei Einzelunternehmen ist jedoch oft keine klare Trennung zwischen Betrieb und Familie möglich. Auch bei den befragten Landwirten arbeiteten sowohl bei den Einzelunternehmen als auch bei einigen anderen Betriebsformen oft der Ehepartner oder eines der Kinder mit auf dem Betrieb. So können betriebliche Entscheidungen i.Allg. nicht ohne die Abstimmung mit den mitarbeitenden Familienmitgliedern getroffen werden (vgl. ROSSIER 2004: 710; STOLL 1998: 54). Andererseits können sich aber auch gerade durch die enge Zusammenarbeit mit Familienangehörigen Chancen für den Betrieb ergeben. So sagte eine Befragte, dass sie, jetzt wo ihr Mann auch mit auf dem Betrieb arbeiten werde, „*mehr machen könnten und schon lange Geplantes in Angriff nehmen werden*“ (#999-7).

Aggregiert man die 30 Einzelindikatoren aus Abb. 67 jeweils nach den übergeordneten Faktorengruppen, d.h. hinsichtlich Kosten, Zeitbedarf, Risiko usw., ergibt sich die folgende Einschätzung im Hinblick auf ihre Wichtigkeit (Abb. 68).

Insbesondere die Risiken einer Maßnahme, ihre Wirksamkeit sowie die mit ihr verbundenen Kosten werden als wichtige Einflussfaktoren von den Landwirten benannt. In eine Reihenfolge gebracht, ist die Wichtigkeit der Faktoren folgendermaßen einzuschätzen: Risikopotenzial > Wirksamkeit > Kosten > Kompatibilität und Integrierbarkeit = Zeitbedarf > Aufwand und Ausprobierbarkeit > Anspruch und Komplexität.

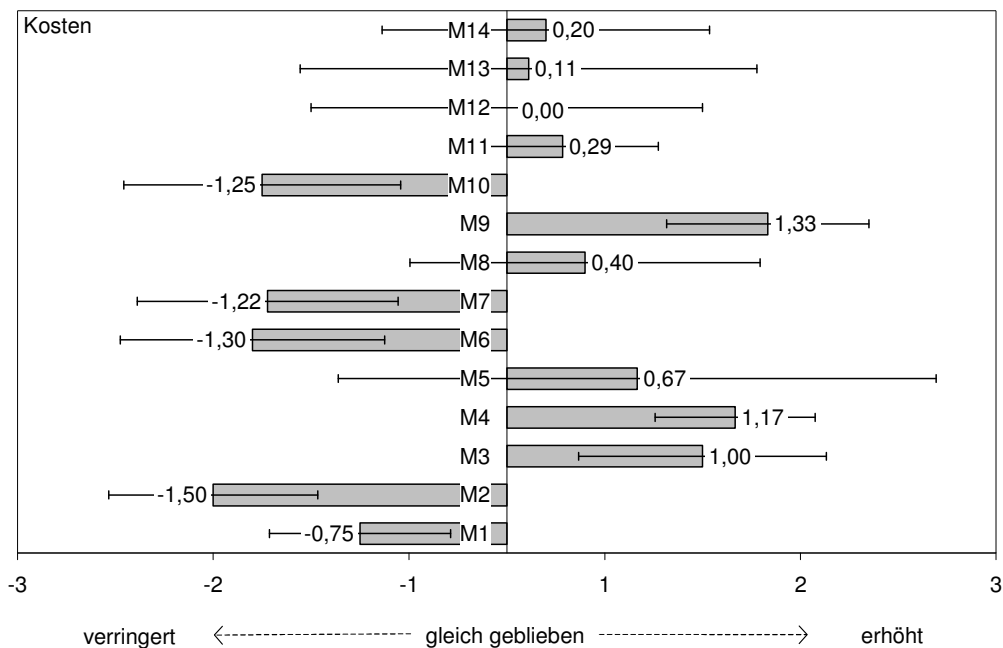
Abb. 68: Einschätzung der Wichtigkeit der Faktorengruppen (MW, StAbw)

5.4 Einschätzung der Umweltmaßnahmen hinsichtlich akzeptanzrelevanter Faktoren

Der folgende Abschnitt bezieht sich auf Fragestellung 3.4 (vgl. Kap. 2.3, Box 9): Wie werden die Umweltmaßnahmen hinsichtlich verschiedener hemmender und fördernder Faktoren eingeschätzt? Nachdem die Landwirte angegeben hatten, wie entscheidungsrelevant einzelne Faktoren für die Umsetzung von Umweltmaßnahmen für sie sind, sollten sie nun die tatsächlich von ihnen durchgeführten Umweltmaßnahmen hinsichtlich dieser Faktoren einschätzen. Dabei sollten sie einen Vergleich mit der Situation vornehmen, wie es vor Einführung der jeweiligen Maßnahme war: also ob sich Kosten, Zeitbedarf, Risiko, Aufwand, Anspruch an das fachliche Können etc. im Vergleich zu vorangegangenen Verfahrensweisen erhöht oder verringert hatten bzw. unverändert geblieben waren. Im Hinblick auf die Wirksamkeit wurde nur nach der ökologischen Wirksamkeit gefragt. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (StAbw) der getroffenen Einschätzungen.

Erheblich verringerte **Kosten** (Abb. 69) werden v.a. bei der Einführung von Mulch- bzw. Direktsaat (M2) konstatiert, da insgesamt weniger Bodenbearbeitungsgänge stattfinden und dadurch Kosten für Kraftstoff und Arbeitskräfte eingespart werden können.

Abb. 69: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich der Kosten (MW, StAbw)

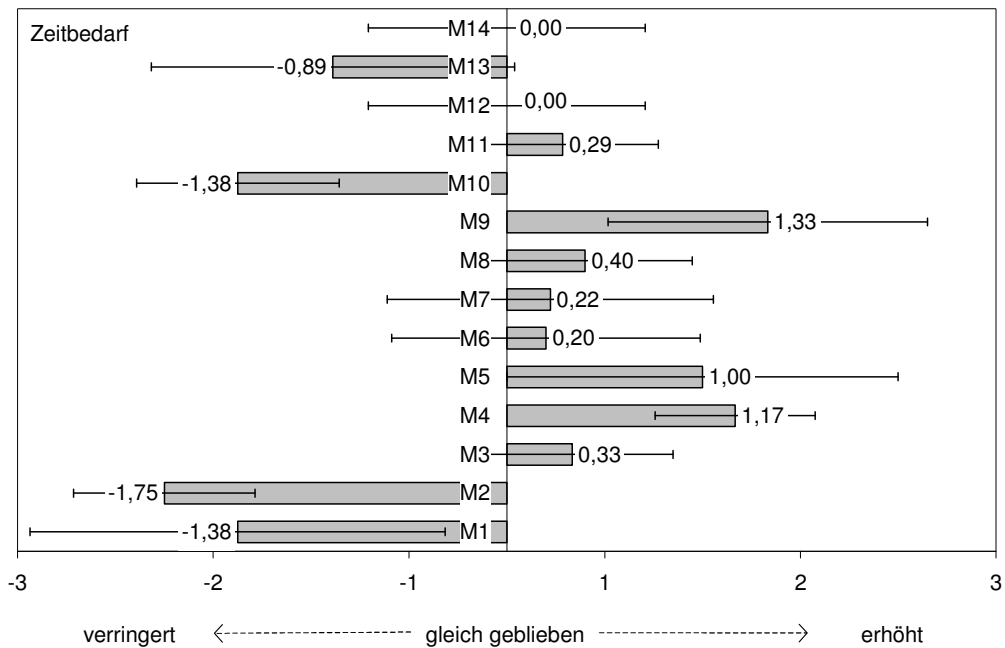


Bei der Aufwandsreduzierung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln (M6 und M7) fallen weniger Kosten durch die eingesparten Betriebsmittel an. Bei der Zusammenlegung von Arbeitsgängen (M10) und der pfluglosen Bodenbearbeitung (M1) wird die Kostenreduktion ebenfalls durch die Einsparung von Kraftstoff und den Arbeitsgängen erreicht.

Höhere Kosten werden v.a. durch Einführung der Ertragskartierung (M9) und der Anwendung von Breitreifen (M3) verursacht. Beide Maßnahmen verursachen hohe Anschaffungskosten, die sich erst amortisieren müssen. Auch der Anbau von Zwischenfrüchten (M4) und Untersaaten (M5) verursacht zusätzliche Kosten für Saatgut und Aussaatvorgang (vgl. JAROSCH & ZEDDIES 1991: 108). Sehr unterschiedlich waren die Einschätzungen bei der Flächenstilllegung (M13). Für Betriebe, die v.a. die unproduktiven Standorte stilllegen, verringern sich die Kosten, da die Stilllegungsprämie die dort ohnehin geringen Erträge mehr als ausgleicht. In Betrieben, die durch die obligatorische Stilllegung gezwungen sind, auch sehr produktive Flächen stillzulegen, ist dies nicht der Fall. Nach Angaben eines Landwirts kann im Extremfall nicht einmal die Pacht über die Prämie ausgeglichen werden.

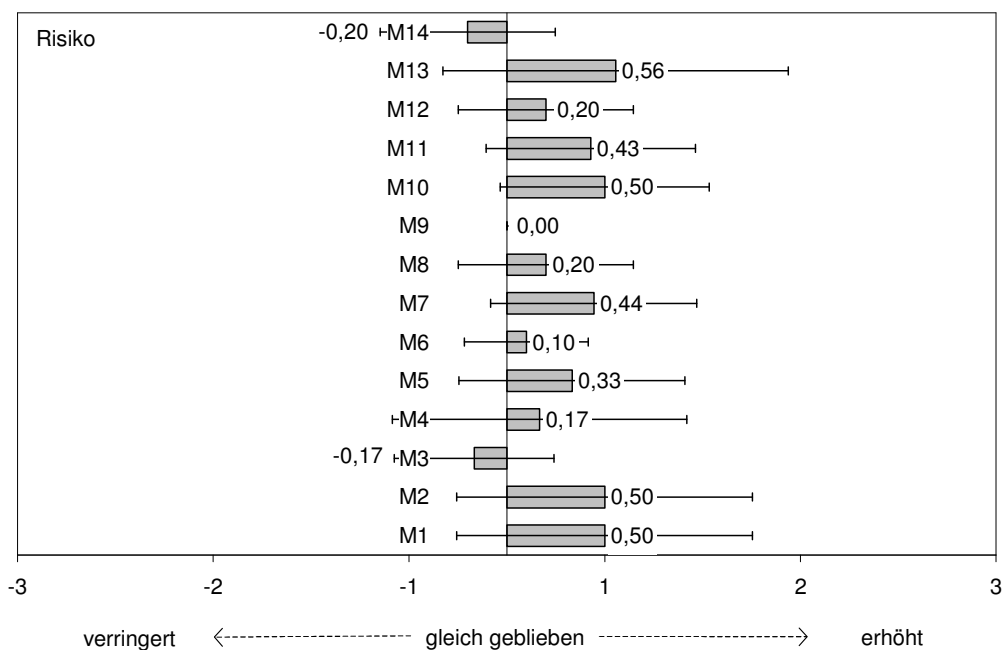
Der **Zeitbedarf** (Abb. 70) verringert sich nach Einschätzung der Mehrzahl der befragten Landwirte insbesondere bei Einführung von Mulch- und Direktsaatverfahren (M2) sowie von pflugloser Bodenbearbeitung (M1) erheblich (vgl. JAROSCH & ZEDDIES 1991: 108). Zeiteinsparungen werden ebenfalls mit der Zusammenlegung von Arbeitsgängen (M10) und der Stilllegung von Flächen (M13) erreicht, da reine Stilllegungen i.d.R. nur einmal gepflegt werden. Ein erhöhter Zeitbedarf wird insbesondere für die Ertragskartierung (M9) eingeschätzt, da die Auswertung und Interpretation der erhobenen Daten zusätzliche Zeit erfordert. Auch für den Anbau von Zwischenfrüchten (M4) und Untersaaten (M5) erhöht sich der Zeitbedarf durch die zusätzlichen Arbeitsgänge für die Aussaat.

Abb. 70: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Zeitbedarfs (MW, StAbw)



Ein höheres **Risiko** (vgl. Abb. 71) bei Einführung der Maßnahme ergibt sich nach Einschätzung der Befragten u.a. für die Flächenstilllegung (M13) durch erhöhten Unkrautdruck. V.a. Problemunkräuter wie Trepse und Distel bereiten den Landwirten Probleme und es besteht die Gefahr, dass diese sich auch auf die angrenzenden Flächen ausbreiten (vgl. PRAGER 2002: 60).

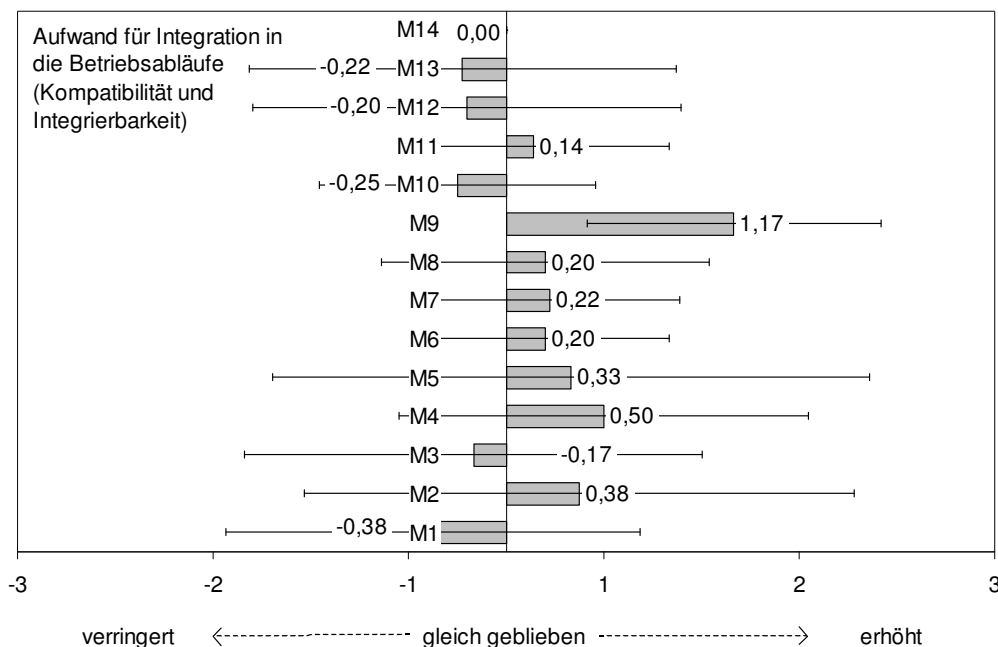
Abb. 71: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Risikos (MW, StAbw)



Auch pfluglose Bodenbearbeitung (M1) sowie Mulch- bzw. Direktsaat (M2) sind mit höheren Risiken verbunden. Hier sind ebenfalls durch einen erhöhten Unkrautdruck anfängliche Ertragsrückgänge möglich. Es können auch Probleme mit Schnecken, Mäusen oder Pilzkrankheiten auftreten (vgl. JAROSCH & ZEDDIES 1991). Weiterhin wurde von den Befragten ein höheres Risiko bei der Zusammenlegung von Arbeitsgängen (M10) eingeschätzt, da es beim Einsatz schwerer Gerätekombinationen zu Bodenverdichtungen kommen kann. Gleiches gilt für die Aufwandreduzierung beim Pflanzenschutz (M7). Hier besteht das Risiko, dass es bei Verzicht auf prophylaktische Behandlungen unter ungünstigen Witterungsbedingungen zu Schädlingskalamitäten kommen kann. Auch die Verschiebung von Bearbeitungsgängen (M11) erhöht die Risiken. Mit der Verschiebung des Schnittzeitpunktes geht oft eine signifikante qualitative Verschlechterung der Aufwüchse einher (vgl. STEIN-BACHINGER & FUCHS 2004). Zudem belastet ein späterer Schnittzeitpunkt die Maschinen mehr, da das Schnittgut länger und faseriger ist und es besteht das Risiko, dass die Maschinen reparaturbedingt zeitweilig ausfallen. Insgesamt gesehen werden die mit den Maßnahmen verbundenen Risiken jedoch als eher gering eingeschätzt. Die Mittelwerte liegen alle unter 1.

Ein erhöhter **Aufwand für die Integration in die Betriebsabläufe** (Abb. 72) wird insbesondere für die Ertragskartierung (M9) konstatiert. Von mehreren Betrieben werden die Mähdrescher über Maschinenringe gebucht und sind dann u.U. nicht zum optimalen Erntezeitpunkt verfügbar, was auch andere Arbeiten beeinflusst.

Abb. 72: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Aufwandes für die Integration in den Betriebsablauf (MW, StAbw)

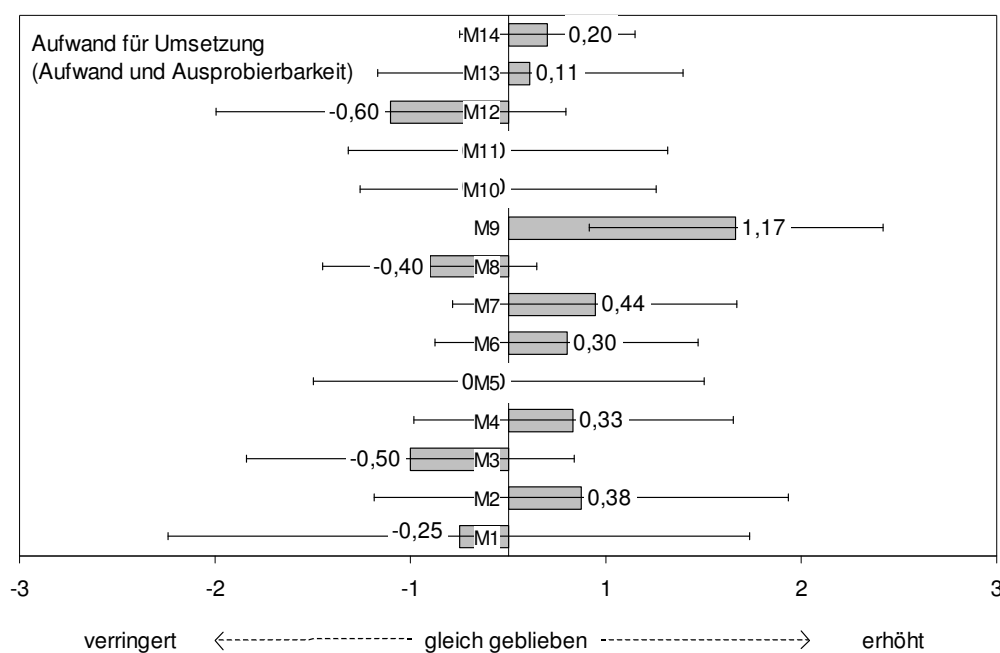


Auch für den Anbau von Untersaaten (M4) ist erst eine Anpassung des Managements der Hauptkultur von Nöten. Zwischenfrüchte (M5) machen u.U. eine Anpassung der Fruchtfolge notwendig. Bei

Einführung von Mulch- bzw. Direktsaat (M2) müssen entweder alte Geräte und Maschinen umgerüstet und neu eingestellt oder neue angeschafft werden. Ein verringerter Aufwand wird u.a. für die pfluglose Bodenbearbeitung (M1) eingeschätzt. Auch die Zusammenlegung von Arbeitsgängen (M10) verringert den Aufwand und hilft Arbeitsspitzen in den Betriebsabläufen zu entschärfen. Durch die Flächenstilllegung (M13) und die Umwandlung von Acker in Grünland (M12) fallen ganze Flächen aus der Bewirtschaftung bzw. machen ein weniger arbeitsintensives Management erforderlich, so dass Zeit und Ressourcen für andere Arbeiten im Betriebsablauf verfügbar werden. Ausfällig ist jedoch, dass die Einschätzungen, gemessen an der Standardabweichung, insgesamt relativ uneinheitlich ausfallen. So wurde z.B. der Aufwand für die Flächenstilllegung (M13) bei Betrieben mit Teilflächenstilllegungen innerhalb bewirtschafteter Flächen entgegen dem Trend als hoch eingeschätzt, da die Pflege der Stilllegungen durch erhöhte Wendezeiten komplizierter ist und die Flächen teilweise nur über genutztes Ackerland erreicht werden können, was eine gute Abstimmung in der Bearbeitung erfordert.

Ein hoher Aufwand für die Umsetzung (Abb. 73) besteht für die Ertragskartierung (M9).

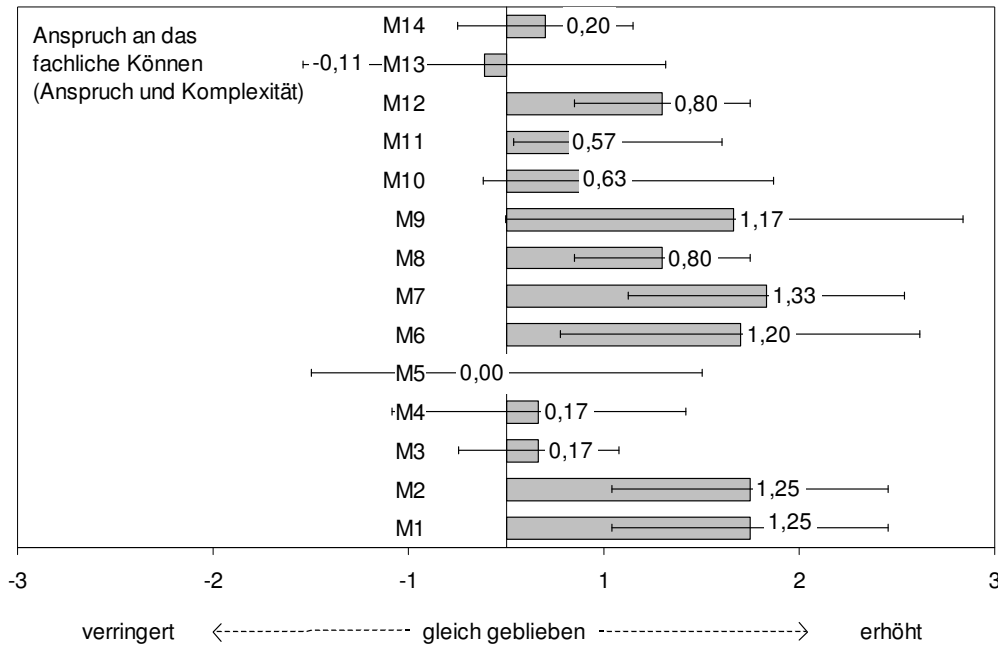
Abb. 73: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Aufwandes für die Umsetzung (MW, StAbw)



Hier muss der Umgang mit der Technologie und der Auswertungssoftware erst erlernt werden. Hin und wieder kann es auch durch den Ausfall des Signals zu Problemen kommen. Ein uneinheitliches Bild besteht insbesondere bei der pfluglosen Bodenbearbeitung (M1), der Mulch- bzw. Direktsaat (M2), der Zusammenlegung von Arbeitsgängen (M10) und der Verschiebung von Bearbeitungs-terminen (M11). Während Landwirte, die die Maßnahme schon seit längerem durchführen, die Umsetzung bereits perfektioniert haben, läuft bei anderen noch die „Test- und Anpassungsphase“, so dass ein höherer Aufwand bei Umsetzung der Maßnahmen besteht.

Ein besonders hoher **Anspruch an das eigene fachliche Können** (Abb. 74) wurde v.a. für die Maßnahmen Aufwandreduzierung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln (M6 und M7) eingeschätzt, da dazu „knifflige“ Entscheidungen notwendig sind, um die Gefahr von Mindererträgen oder erhöhtem Schädlingsbefall bzw. Unkrautdruck zu vermeiden.

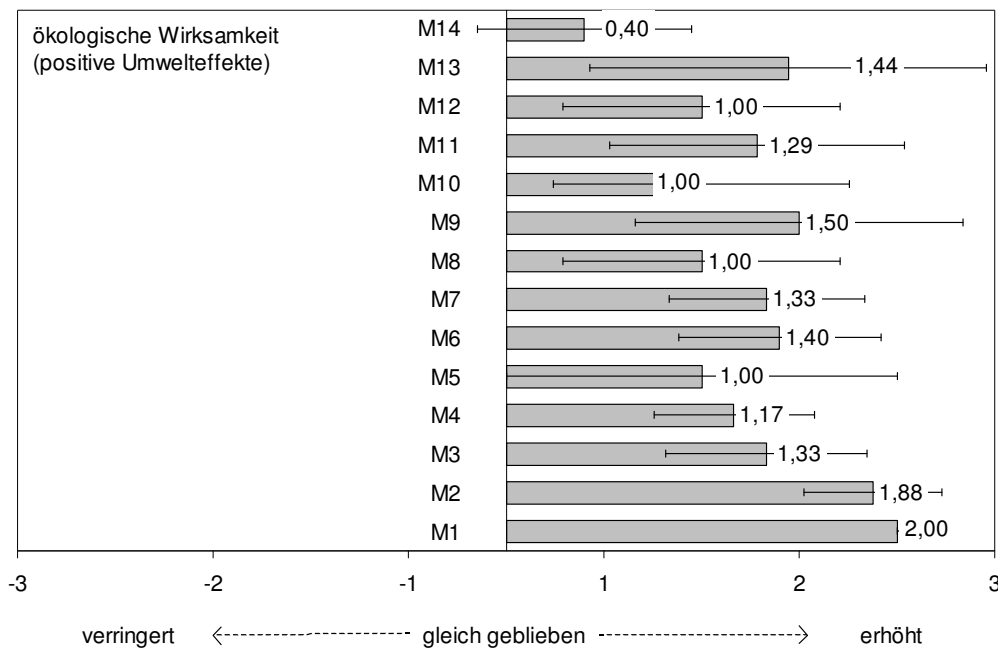
Abb. 74: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich des Anspruchs an das fachliche Können (MW, StAbw)



Gleiches gilt für die pfluglose Bodenbearbeitung (M1) und Mulch- bzw. Direktsaat (M2), denn die richtige Einstellung der Bearbeitungsgeräte und die Wahl der Bearbeitungsstermine sind „nicht ganz ohne“ (vgl. PRAGER 2002: 75). Auch die Ertragskartierung (M9) fordert die eigenen Kenntnisse bei Interpretation der Daten und der Umsetzung in die „richtigen“ Entscheidungen.

Höchste **ökologische Wirksamkeit** wird insbesondere der Einführung der pfluglosen Bodenbearbeitung (M1) sowie auch der Mulch- bzw. Direktsaat (M2) bei Verminderung des Risikos von Bodenerosion zugesprochen. Auch der Ertragskartierung (M9) wird eine hohe Wirksamkeit bestätigt, da sie die Voraussetzung zur Einsparung von Betriebsmitteln bei standortdifferenzierter Düngung bzw. standortdifferenziertem Pflanzenschutz darstellt. Auch die ökologische Wirksamkeit der Flächenstilllegung (M13) wird als hoch eingestuft. Hierin sehen die Landwirte v.a. einen Beitrag zum Artenschutz. Die Aufwandreduzierung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln (M6 und M7) trägt insbesondere zur Verringerung der Eintragsgefährdung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in Gewässer bei. Der Anwendung von Breitreifen (M3) wird eine hohe Wirksamkeit bei der Verringerung schädlicher Bodenverdichtungen unterstellt.

Abb. 75: Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich der ökologischen Wirksamkeit (MW, StAbw)



5.5 Zukünftige Umsetzungschancen von Umweltmaßnahmen

Die verschiedenen Umweltmaßnahmen werden von den Landwirten hinsichtlich der verschiedenen akzeptanzrelevanten Faktoren unterschiedlich eingeschätzt. Tab. 59 zeigt je Faktorengruppen in Reihenfolge ihrer eingeschätzten Wichtigkeit (wichtig bis weniger wichtig: Risiko > Wirksamkeit > Kosten > Kompatibilität und Integrierbarkeit = Zeitbedarf > Aufwand und Ausprobierbarkeit > Anspruch und Komplexität) und die Maßnahmen in der Reihenfolge ihrer eingeschätzten Vorzüglichkeit hinsichtlich dieser Faktorengruppen. Dies gibt Hinweise darauf, welche der Maßnahmen aus Sicht der Landwirte als leichter bzw. schwieriger umsetzbar eingestuft werden können. Der folgende Abschnitt bezieht sich auf die Fragestellung 3.5 der Arbeit (vgl. Kap. 2.3, Box 9): Welche Umsetzungschancen haben die verschiedenen Maßnahmen?

Tab. 59: Einschätzung der Vorzüglichkeit der Maßnahmen hinsichtlich Risiko, ökologischer Wirksamkeit, Kosten, Kompatibilität und Integrierbarkeit, Zeitbedarf, Aufwand und Ausprobierbarkeit sowie Anspruch und Komplexität

Faktorengruppe		Maßnahmen in Reihenfolge ihrer Vorzüglichkeit (vgl. Abb. #-#)													
		höhere Vorzüglichkeit (z.B. geringere Kosten) <---->							geringere Vorzüglichkeit (z.B. höhere Kosten) <---->						
wichtig	Risiko	M14	M3	M9	M6	M4	M12	M8	M5	M11	M7	M10	M2	M1	M13
	Wirksamkeit	M1	M2	M9	M13	M6	M7	M3	M11	M4	M12	M10	M8	M5	M14
	Kosten	M2	M6	M10	M7	M1	M12	M13	M14	M11	M8	M5	M3	M4	M9
	Kompatibilität und Integrierbarkeit	M1	M10	M13	M12	M3	M14	M11	M8	M6	M7	M5	M2	M4	M9
	Zeitbedarf	M2	M10	M1	M13	M14	M12	M6	M7	M11	M3	M8	M5	M4	M9
	Aufwand und Ausprobierbarkeit	M12	M3	M8	M1	M11	M10	M5	M13	M14	M6	M4	M2	M7	M9
weniger wichtig	Anspruch und Komplexität	M13	M5	M4	M3	M14	M11	M10	M12	M8	M9	M6	M2	M1	M7

Um zu einer Gesamteinschätzung zu gelangen, wurden die Ergebnisse mittels einer Fuzzy-Logik-basierten Formel mit Wichtungsfaktoren summarisch zu einem „Akzeptanzindex“ aggregiert (Kap. 3.3.1.1, Formel (3)). Dazu wurden die Ergebnisse umskaliert, d.h. von der Skala mit den Wichtigkeitsklassen 1-5 auf eine Werteskala zwischen 0 und 1 gebracht. Als Wichtungsfaktoren wurde die Einschätzung der Faktorengruppen benutzt (vgl. Abb. 68), die ebenfalls auf den Wertebereich 0-1 umskaliert wurde. Tab. 60 zeigt die umskalierten Werte und das Ranking der Maßnahmen nach berechneter Gesamteinschätzung gemäß Formel (3). Zusätzlich ist der Flächenumfang in 2004 sowie die beabsichtigte Ausweitung der Maßnahmen dargestellt.

Tab. 60: Gesamtranking und berechneter Akzeptanzindex der Umweltmaßnahmen^{a)}

Platz		Einschätzung der Maßnahmen hinsichtlich ...						Akzeptanzindex	Fläche (Ausweitung) [ha]	
		Kosten	Zeitbedarf	Risiko	Integrierbarkeit	Aufwand	Anspruch			Wirksamkeit
	$w_i^{b)}$	0,18	0,12	0,22	0,13	0,08	0,07	0,20		
1	M2	0,88	0,94	0,38	0,41	0,41	0,19	0,97	0,645	3.087 (+500)
2	M1	0,69	0,84	0,38	0,59	0,50	0,19	1,00	0,638	5.244 (+500)
3	M10	0,81	0,84	0,38	0,56	0,50	0,34	0,75	0,617	3.830 (+392)
4	M6	0,83	0,45	0,48	0,45	0,43	0,20	0,85	0,584	10.739 ^{c)}
5	M13	0,47	0,72	0,36	0,56	0,47	0,53	0,86	0,570	875 ^{d)}
6	M7	0,81	0,44	0,39	0,44	0,39	0,17	0,83	0,551	10.087 (+314)
7	M12	0,50	0,50	0,45	0,55	0,60	0,30	0,75	0,540	268
8	M3	0,25	0,42	0,54	0,54	0,58	0,46	0,83	0,530	7.383
9	M14	0,45	0,50	0,55	0,50	0,45	0,45	0,60	0,515	98
10	M11	0,43	0,43	0,39	0,46	0,50	0,36	0,82	0,505	198
11	M8	0,40	0,40	0,45	0,45	0,60	0,30	0,75	0,497	4.704
12	M5	0,33	0,25	0,42	0,42	0,50	0,50	0,75	0,461	20
13	M4	0,21	0,21	0,46	0,38	0,42	0,46	0,79	0,436	415
14	M9	0,17	0,17	0,50	0,21	0,21	0,21	0,88	0,393	2.532

a) M1-M14 Erläuterung siehe Tab. 57

b) w_i = Wichtungsfaktor

c) M6 wird bereits auf 100 % des Ackerlandes durchgeführt

d) Anteil der obligatorischen Flächenstilllegung hängt von EU-Vorgaben ab und schwankt von Jahr zu Jahr

Mulch- und Direktsaat (M2), pfluglose Bodenbearbeitung (M1) sowie die Zusammenlegung von Arbeitsgängen (M10) haben gemäß berechnetem Akzeptanzindex (Platz 1, 2 und 3) die höchsten Chancen auf eine praktische Umsetzung. Bei allen Maßnahmen lassen sich wirtschaftliche und soziale Interessen mit ökologischen Zielsetzungen vereinbaren. Alle drei Maßnahmen wurden hinsichtlich der Verringerung des Zeitbedarfs sehr positiv eingestuft, so dass mehr Zeit für andere Arbeiten im Betrieb oder die Familie bleibt. Mit allen drei Maßnahmen lassen sich auch die Kosten reduzieren. Und schließlich wurden allen dieser drei Maßnahmen hohe positive Umweltwirkungen zuerkannt.

Auf dem letzten Platz liegt die Ertragskartierung (M9). Obwohl die Landwirte dieser Maßnahme eine hohe ökologische Wirksamkeit zuschreiben, wird sie gleichzeitig jedoch auch als sehr zeitauf-

wändig und kostenintensiv eingeschätzt. Zudem ist die Maßnahme nicht ohne weiteres in die Betriebsabläufe integrierbar, da der Landwirt zum Umgang mit der Technologie sowie zur Analyse und Interpretation der Daten erst Erfahrung sammeln muss. Mit dieser Maßnahme lassen sich also ökologische Ziele nicht ohne weiteres mit wirtschaftlichen und sozialen Interessen in Einklang bringen.

Die Ergebnisse zeigen, dass entgegen der allgemeinen Einschätzung (vgl. u.a. PRAGER 2002), dass hauptsächlich die Kosten die Entscheidung des Landwirts beeinflussen, sich für oder gegen die Übernahme einer bestimmten Maßnahme zu entscheiden, auch andere Einflussfaktoren, wie assoziierte Risiken, Wirksamkeit der Maßnahmen, Kompatibilität und Integrierbarkeit sowie Arbeitszeitanspruch eine ebenso wichtige oder sogar wichtigere Rolle im Hinblick auf die Umsetzungschancen der Maßnahmen haben.

Vergleicht man das Ranking der Maßnahmen mit der Fläche, auf der sie derzeit von den befragten Landwirten umgesetzt werden, fällt auf, dass dies nicht in jedem Fall übereinstimmt. Allerdings gibt es sehr gute Übereinstimmungen im Ranking und den beabsichtigten Ausweitungen für die einzelnen Maßnahmen, die nur für die Maßnahmen auf den vorderen Platzierungen beabsichtigt sind. Für die Maßnahmen auf Platz 1 und 2 sind jeweils Flächenausweitungen um 500 ha und für die drittplatzierte Maßnahme eine Ausweitung um ca. 400 ha vorgesehen. Die viertplatzierte Maßnahme wird bereits auf 100 % des Ackerlandes durchgeführt und die sechstplatzierte soll um ca. 300 ha ausgeweitet werden. Flächenstilllegung als fünftplatzierte Maßnahme ist ein Sonderfall, da der obligatorisch stillzulegende Anteil durch die EU-Bestimmungen vorgegeben wird und von Jahr zu Jahr schwankt. Dazu, wie viel Fläche die Landwirte darüber hinaus freiwillig stillzulegen beabsichtigen, wollten sie keine Angaben machen, so dass hierzu keine Aussagen möglich sind. Da aber mehrere Betriebe auch Flächen im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen stilllegen, ist davon auszugehen, dass der Stilllegungsanteil auch weiterhin über dem obligatorisch geforderten Anteil liegen wird. Für alle weiteren Maßnahmen waren keine Ausweitungen vorgesehen.

Die Einschätzung der Maßnahmen durch die Landwirte scheint damit die derzeitigen Überlegungen über die Weiterführung und eventuelle Ausweitungen der Maßnahmen in naher Zukunft sehr gut widerzuspiegeln. Für in der Vergangenheit getroffene Entscheidungen, die zu den derzeitigen Flächenumfängen aller Maßnahmen geführt haben, können jedoch auch abweichende Einschätzungen der einzelnen Maßnahmen vorgelegen haben, die jetzt, je nach den bei der Umsetzung der Maßnahmen gewonnenen Erfahrungen, teilweise angepasst und revidiert wurden. Es ist sehr wahrscheinlich, dass sich die Einschätzungen im Zeitverlauf erneut verändern werden, da neue Erfahrungen und Erkenntnisgewinn, technologischer Fortschritt und veränderte Rahmenbedingungen die zukünftigen Entscheidungen beeinflussen werden.

6 Szenarienrechnungen

Weiterhin soll in dieser Arbeit der Einfluss der agrarpolitischen Rahmenbedingungen betrachtet und die Frage untersucht werden, mit welchen Politikinstrumenten die praktische Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsalternativen durch Landwirte gefördert werden kann. Dies bezieht sich auf Fragestellung 4 der Arbeit (vgl. Kap. 1.2, Box 1): Wie kann die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsalternativen durch Politikinstrumente gefördert werden? Die Abschätzung erfolgt mit Hilfe von Szenarienrechnungen im Modellsystem MODAM (zur vgl. Kap. 3.2). Simuliert wird der Einfluss verschiedener Politikinstrumente auf die Landnutzung in der Modellregion Prenzlau-West. Der Einfluss der Politikinstrumente wird beispielhaft für den ökologischen Indikator Wassererosion untersucht (vgl. dazu SCHULER 2008). Wechselbeziehungen mit anderen Indikatoren werden ebenfalls diskutiert.

Szenarien sind "mögliche Zukünfte". Grundlage für ein Szenario bilden die Annahmen über die in der Zukunft herrschenden Rahmenbedingungen (HERZOG 2002: 83). Von diesen Bedingungen hängt es ab, welche Entwicklungen stattfinden. Szenarien ermöglichen so auch eine ex-ante Analyse verschiedener Politikoptionen: [*Scenarios*] "... can be used to show the consequences of different strategies with respect to political instruments ..." (ZANDER & KÄCHELE 1999: 317). Szenarien sind gegenüber Prognosen abzugrenzen. Während eine Prognose die Vorhersage einer zukünftigen Entwicklung darstellt, entwirft ein Szenario ein Bild von der Zukunft ohne Angabe einer Eintrittswahrscheinlichkeit (REICHERT 2000: 108).

Im allgemeinen werden Status-quo- und Alternativszenarien unterschieden. Status-quo-Szenarien stellen die Frage, was wäre wenn alles wie bisher läuft (*business as usual*)? Sie sind als Ausgangs- und Bezugspunkt für den Vergleich mit den Alternativszenarien wichtig. Alternativszenarien stellen die Frage: Was wäre, wenn zukünftig vom *business as usual* abgewichen und alternative Maßnahmen ergriffen werden, um die Entwicklungen in eine andere Richtung zu lenken? Die Spannweite der möglichen Entwicklungen kann mit Extremszenarien (*best case, worst case*) dargestellt werden (SCHOLLES 1998).

6.1 Untersuchte Politikinstrumente

Als steuernde Maßnahmen in der Politik kommen verschiedene Instrumente in Frage. (RENN 2000: 47 f.) unterscheidet in a) ordnungspolitische, b) finanzpolitische, c) planungsbezogene, d) kommunikative sowie e) informationspolitische Instrumente. Zu a) zählen Ver- und Gebote, Verfahrensvorschriften und technische Anleitungen, zu b) u.a. Preise, Steuern, Abgaben, Zertifikate und Subventionen, zu c) bspw. Genehmigungsverfahren sowie Instrumente der Landschafts- und Wirtschaftsplanung, zu d) Runde Tische o.ä. zur diskursiven Verhandlung und konsensorientierten Entscheidungsfindung und zu e) Instrumente zur Aufklärung und Informationsverbreitung. Die Instrumente unterscheiden sich stark im Grad ihrer Verbindlichkeit. Während die Instrumente im Bereich a) - c) i.Allg. verpflichtenden Charakter haben, beruhen die Instrumente im Bereich d) und e) auf dem Prinzip der Freiwilligkeit. In der Agrarpolitik werden v.a. ordnungs- und finanzpolitische Instrumente mit hohem Verbindlichkeitsgrad eingesetzt (WEERSINK et al. 1998). In dieser Arbeit soll die Einführung von Verboten als Beispiel für ein ordnungspolitisches Instrument

und die Vergabe von Prämien als Beispiel für ein finanzpolitisches Instrument untersucht werden. Da das für Fördermaßnahmen im Agrarsektor zur Verfügung stehende Budget zunehmend begrenzt ist, geht der Trend weg von „horizontal“ hin zu „vertikal“ geförderten Maßnahmen. So werden bspw. Prämien nur für bestimmte Zielgebiete gewährt, um einen effizienteren Einsatz der Mittel zu erreichen (vgl. (MATZDORF 2004)). Diese Entwicklung wird bei der Ableitung der Szenarien berücksichtigt.

6.2 Definition der Szenarien

Als **Status-quo-Szenario** wird die politische Situation unter den Agenda 2000 Bestimmungen gewählt (siehe Box 29). Es wird zur Kalibrierung des Modells genutzt, in dem die Modellergebnisse mit realen Daten abgeglichen werden. Dazu wurden INVEKOS (INtegriertes VERwaltungs- und KOntrollSystem) Daten der Jahre 2000 bis 2002 verwendet (MATZDORF et al. 2003).

Box 29: Geschichte der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU

Die Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft (EWG) 1957 führte auch zur Entwicklung einer gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) in der EU, die formal 1962 in Kraft trat. Anfangs standen v.a. Produktivitätssteigerung und Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln im Mittelpunkt der GAP, da es eine mangelnde Selbstversorgung an landwirtschaftlichen Produkten gab. Als Produktionsanreize wurden Preisgarantien für inländische Produkte und zum Außenschutz und zur Abschirmung des Marktes Zölle für Importe aus Drittländern eingeführt. Die Folge war eine starke Intensivierung in der landwirtschaftlichen Produktion, verbunden mit steigendem Einsatz an Betriebsmitteln wie Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln, Standortmeliorationen und dem Anbau v.a. ertragstarker und lukrativer Fruchtarten, auch auf ungeeigneten Standorten. Dies führte in den 80ern zu Überschüssen, da die Produktion losgelöst von der Nachfragesituation erfolgte. Aufgrund niedriger Weltmarktpreise konnten Exporte nur durch Subventionen realisiert werden. Hinzu kamen hohe Lagerhaltungskosten. Zur Bekämpfung der Überproduktion wurden mit Kontingentierung und freiwilliger Flächenstilllegung erste korrektive Maßnahmen zur Marktentlastung eingeführt.

McSharry Reform 1992

Mit dem Ziel der weiteren Marktentlastung und Kostenreduktion wurden mit der McSharry-Reform 1992 die Garantiepreise deutlich abgesenkt. Die Einkommenseinbußen der Landwirte wurden jedoch durch direkte Einkommenshilfen in Form flächen- und tiergebundener Prämien ausgeglichen und damit eine getrennte Markt- und Einkommenspolitik umgesetzt. Voraussetzung für die Zahlung der Prämien war die Teilnahme an der Flächenstilllegung im Umfang von 15-10 % der bewirtschafteten Flächen. Für die Stilllegung wurde ebenfalls eine Ausgleichsprämie gezahlt.

Die Ausgleichszahlungen wurden übereinstimmend mit Absenkung der Erzeugerpreise von 1992 bis 1995 schrittweise angehoben. Während zunächst der Aufwuchs der Stilllegungen nicht verwertet werden durfte, war es später gestattet, auf Stilllegungen nachwachsende Rohstoffe anzubauen, wenn Abnahmeverträge vorhanden waren. Die Stilllegungsprämie war davon nicht berührt. Im Rahmen der flankierenden Maßnahmen zur McSharry-Reform war eine Förderung bei Aufforstung von Flächen sowie für umweltgerechte Produktionsverfahren möglich. Manche Kulturarten, wie Kartoffel, Zuckerrübe und Feldfutter, waren jedoch von der Förderung ausgenommen. Die hohe Grundförderung für Ölsaaten und Eiweißpflanzen erhöhte die Attraktivität für den Anbau dieser Kulturen.

Agenda 2000

Mit der Agenda-2000-Reform erfolgte ein weiterer Abbau der Preisstützung zur Annäherung der Preise an Weltmarktniveau. Die verringerten Erlöse wurden nur teilweise durch direkte Prämienzahlungen ausgeglichen. Im Rahmen der flankierenden Maßnahmen wurden Agrarumwelt- und Agrarstrukturprogramme stärker gebündelt und als „zweite Säule“ der Agrarpolitik mit der Zielsetzung „Entwicklung des ländlichen Raumes“ umgesetzt. Die Zielsetzungen Marktentlastung und Einkommenssicherung wurden allein der „ersten Säule“ zugeordnet. Der Begriff der „guten fachlichen Praxis“ wurde als Referenzsituation eingeführt.

Luxemburger Beschlüsse 2003

Vor dem Hintergrund der anstehenden EU-Erweiterung von EU 15 auf EU 25 und zur Stärkung der Verhandlungsposition der EU mit der WTO wurden in 2003 neue Beschlüsse mit einer Planungsperspektive bis 2012 gefasst.

(Fortsetzung der Box auf der nächsten Seite)

Box 29 (Fortsetzung): Geschichte der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU

Erste Änderungen traten Anfang 2005 in Kraft. Die Änderungen umfassen drei wesentliche Bereiche: Entkopplung, Modulation und Cross Compliance. Die Entkopplung sieht eine Abkehr von der produktbezogenen Förderung vor, indem die frucht- und tierartenspezifischen Direktzahlungen bis 2012 in Betriebsprämien oder regionale Flächenprämien überführt werden. Bei Umwandlung in Betriebsprämien werden die in einem bestimmten Referenzzeitraum erworbenen Prämienrechte einzelner Betriebe zugrunde gelegt. Bei der Umwandlung in regionale Flächenprämien erfolgt die Transferierung produktgebundener Prämienrechte auf die gesamten Referenzflächen der Region. Die Umwandlung in Betriebsprämien wird von der EU favorisiert. Entgegen dieser Empfehlung wird für Deutschland die regionale Flächenprämie eingeführt. Im Übergangszeitraum bis 2012 gilt eine Kombinationslösung mit einem Mix aus Betriebs- und Regionalprämien, um eine sozial abge-

federte Umsetzung der Reformbeschlüsse für die Betriebe zu gewährleisten. Gleichzeitig treten sogenannte Cross-Compliance-Regelungen in Kraft, womit die Bewilligung von Direktzahlungen an die Einhaltung ökologischer Mindeststandards geknüpft wird. Die Einhaltung wird stichprobenhaft überprüft. Bei Nicht-Einhaltung werden die Direktzahlungen gekürzt, im Extremfall, bei vorsätzlichen und wiederholten Verstößen, auch vollständig eingestellt. Als drittes Element wird mit der Modulation eine Kürzung der Direktzahlungen eingeführt. Die freigesetzten Mittel werden in der zweiten Säule zur Entwicklung des ländlichen Raumes verwendet. Ab 2003 gilt eine fakultative Modulation mit einer Kürzung der Direktzahlungen um 2 %, ab 2005 wurde EU-weit eine obligatorische Modulation eingeführt und die Kürzung der Direktzahlungen schrittweise auf 3 % in 2005 und auf 5 % in 2007 angehoben, was bis 2012 beibehalten wird.

Quelle: nach RÜHS & WICHTMANN (2005).

Die Höhe der Flächen- und Tierprämien, ebenso wie die Stilllegungsvorgaben sind Tab. 61 zu entnehmen. Die Quoten betragen für Milch 14 Mio. l und für Zuckerrüben 23.320 t für die Gesamtregion. Da Kartoffeln nur angebaut werden, wenn Abnahmeverträge mit der verarbeitenden Industrie bestehen, wurde eine Restriktion ins Modell eingeführt, die den Anbauumfang auf den Umfang im Jahr 2002 beschränkt, da das Modell den Anbauumfang aufgrund des hohen Deckungsbeitrages für die Kultur ansonsten erheblich überschätzen würde. Der Umfang der unterstellten Tierhaltung basiert auf den Tierzahlen der Uckermark von 2003 (LVL 2003).

Tab. 61: Vergleich der Flächen- und Tierprämien sowie Stilllegungsbestimmungen unter Agenda 2000 und GAP-Reform 2003

	Agenda 2000	GAP-Reform 2003
Flächenprämien:		
Ackerkulturen	285 € pro ha	290 € pro ha
Eiweißpflanzen	328 € pro ha	290 + 55,57 € pro ha (gekoppelte Prämie)
Ölsaaten	343 € pro ha	290 € pro ha
Grünland	-	290 € pro ha
Stilllegung	285 € pro ha	290 € pro ha
Stilllegungsbestimmungen:		
Mindestantragsfläche	0,3 ha	0,3 ha
Mindeststilllegungsfläche	0,3 ha	0,1 ha und mindestens 10 m breit
Stilllegungsminimum	10 %	8,73 %
Stilllegungsmaximum	33 %	-

(Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite)

	Agenda 2000	GAP-Reform 2003	
Tierprämien:			
Sonderprämie männliche Rinder	210 € (Bullen) bzw. 150 € (Ochsen) pro Tier	Die Tierprämien stellen zusammen mit der Milchquote (Referenzperiode 2001-2003) die Berechnungsgrundlage für den betriebsindividuellen Zahlungsanspruch pro ha dar (vgl. Box 29).	
Mutterkuhprämien inklusive Färsen	200 € pro Tier		
Extensivierungsprämie	100 € pro Tier		
Schlachtprämie Großrinder	80 € pro Tier		
Schlachtprämie Kälber	50 € pro Tier		
Ergänzungsbetrag zur Schlachtprämie	23 € pro Tier		
Zusatzprämie benachteiligtes Gebiet	7 € pro Tier		
Milchprämie	8,15 pro t		24,49 € pro t
Milchergänzungsprämie	3,66 € pro t		11,01 € pro t

Quelle: nach UTHES (2005: 28)

Für die **Alternativszenarien** in der Zukunft wird eine vereinfachte vollständige Umsetzung der neuesten GAP-Reform aus 2003 mit einer regional einheitlichen Flächenprämie bis 2013 unterstellt (vgl. Box 29). Prämienhöhen und Stilllegungsbestimmungen sind in Tab. 61 zusammengestellt (vgl. UTHES 2005; SCHULER 2008).

Es gibt eine Basisvariante der Alternativszenarien, welche die Umsetzung der neuen GAP-Reform ohne spezifischen Maßnahmen zum Bodenschutz durch Prämienvergabe oder Verbote wiedergibt. Bei den weiteren Alternativszenarien werden finanzpolitische und ordnungspolitische Instrumente in Form von Prämien und Verboten untersucht. Diese werden entweder als horizontale oder vertikale Maßnahme, d.h. mit bzw. ohne Gebietskulisse definiert. Die Einführung von Prämien und Verboten bezieht sich auf den Indikator Wassererosion. Verbote werden im Modell mit Hilfe von Restriktionen eingeführt. Ziel ist eine Verringerung des Erosionsrisikos gemessen am potenziellen Bodenabtrag. Tab. 62 gibt einen Überblick über die untersuchten Szenarien.

Tab. 62: Untersuchte Szenarien

Kürzel	Szenario	Beschreibung
STA	STatus-quo-Szenario	Status quo unter den Bedingungen von Agenda 2000.
Alternativszenarien:		Umsetzung der neuen GAP-Reform bis 2013 ohne bzw. mit spezifischen Maßnahmen zur Vermeidung von Wassererosion.
BAS	BASisszenario	Umsetzung der neuen GAP-Reform bis 2013 ohne spezifische Maßnahmen zur Vermeidung von Wassererosion
RES-	REStriktion, ohne (-) Zielgebiet	Restriktion wird ins Modell eingeführt: Landnutzung ist so zu gestalten, dass Bodenabträge möglichst <u>flächendeckend</u> vermieden werden.
RES+	REStriktion, mit (+) Zielgebiet	Restriktion wird ins Modell eingeführt: Reihenfrüchte (Silomais, Zuckerrüben, Sonnenblume, Kartoffeln) dürfen auf <u>erosionsgefährdeten Standorten</u> (im Zielgebiet) nicht mehr angebaut werden.
PRÄ-	PRämie, ohne (-) Zielgebiet	Im Modell werden Prämien eingeführt: Erosionsmindernde Maßnahmen (pfluglose Bodenbearbeitung, Untersaaten und Stilllegung) werden <u>flächendeckend</u> gefördert.
PRÄ+	PRämie, mit (+) Zielgebiet	Im Modell werden Prämien eingeführt: Erosionsmindernde Maßnahmen (s.o.) werden nur auf <u>erosionsgefährdeten Standorten</u> (im Zielgebiet) gefördert.

Das Szenario RES- entspricht formell einer ergebnisorientierten Politikmaßnahme (vgl. (MATZDORF 2004). Die Vorgabe besteht darin, die Landnutzung so zu ändern, dass das Erosionsrisiko möglichst gering ausfällt. Im Modell wird dies durch die Einführung einer zusätzlichen Restriktion erreicht, die schrittweise verschärft wird. Unter Beibehaltung eines möglichst hohen Gesamtdeckungsbeitrages soll das potenzielle Erosionsrisikos schrittweise minimiert werden. Es ist dabei im Modell egal, wie dies erreicht wird, nur das Ergebnis in Form einer möglichst erosionsmindernden Landnutzung ist ausschlaggebend. Das Ergebnis kann als Trade-off-Funktion dargestellt werden, welche die Auswirkung der Verbesserung der Umweltsituation in Bezug auf den Gesamtdeckungsbeitrag abbildet (vgl. ZANDER 2003: 128). Das Szenario ist eher hypothetisch, weil es eine vollständige Information des Landwirts darüber unterstellt, mit welcher Anbaustruktur er ein Erosionsniveau nahe Null erreicht.

Bei allen anderen Alternativszenarien (RES+, PRÄ- und PRÄ+) handelt es sich um maßnahmenorientierte Politiken (vgl. MATZDORF 2004), d.h. Verbote oder Prämien werden von vornherein auf spezielle Maßnahmen beschränkt, denen man unterstellt, dass sie besonders negativ (bei Verboten) oder besonders positiv (bei Prämien) hinsichtlich der Erosionsvermeidung einzuschätzen sind. Die Beispiele für Prämienberechtigung und Anbauverbote beziehen sich dabei ausschließlich auf Maßnahmen, die vom einzelnen Landwirt leicht umgesetzt werden können, wie z.B. die Wahl der Anbaukultur, Art der Bodenbearbeitung u.s.w., und auf Maßnahmen, die mit der vorhandenen Arbeitstechnik des Betriebes umgesetzt werden können. Es werden keine Maßnahmen einbezogen, die einen Abstimmungsprozess mit anderen Landwirten, Flächeneigentümern oder der Verwaltung erfordern, wie bspw. Maßnahmen der Flurneuordnung, Flächenteilung und -tausch oder Heckenpflanzungen, oder die spezielle Investitionen erforderlich machen, wie z.B. precision farming oder die Anschaffung von Breitreifen.

Um die verschiedenen Szenarien auch hinsichtlich ihrer Kosten vergleichen zu können, wird eine annähernd gleiche Verminderung des Erosionsrisikos in einer Größenordnung von ca. 30 % gegenüber dem Basisszenario angestrebt (Kostenkalkulation bei vergleichbarem Nutzen). Die Prämienhöhe zur Förderung erosionsmindernder Maßnahmen für die Prämien-szenarien (PRÄ- und PRÄ+) wird auf 68 € festgesetzt, da erst ab dieser Prämienhöhe das Modellsystem MODAM in einer Größenordnung reagiert, so dass eine Verbesserung der Umweltsituation von mehr als 30 % gegenüber der Basislösung möglich wird (vgl. dazu SCHULER 2008). Als Zielgebiet für die „vertikalen“ Maßnahmen wurden für das Szenario RES+ die Flächen der Modellregion ausgewählt, die in die Erosionsgefährdungsklassen 5 und 6 fallen (vgl. Kap. 4.1.4, Tab. 21). Für das Szenario PRÄ+ wurden die Flächen der Erosionsgefährdungsklassen 4 hinzugenommen, da ansonsten keine Verbesserung von mindestens 30 % gegenüber der Ausgangssituation durch MODAM errechnet werden konnte.

Zur Festlegung von Zielgebieten sei hier noch angemerkt, dass es insgesamt gesehen zwar vorteilhafter erscheint, zielgerichtete Maßnahmen umzusetzen, da gewünschte Effekte hier mit weniger Kosten erreicht werden können und vermieden wird, dass Maßnahmen ins Leere laufen, bspw. wenn erosionsvermeidende Maßnahmen auf nicht erosionsgefährdeten Flächen angewendet werden, dass hier aber auch Gerechtigkeitsaspekte zu berücksichtigen sind. So können bei vertikalen Maßnahmen Betriebe, die keine Flächen im Zielgebiet bewirtschaften, auch keine Prämien erhalten.

Daher besteht ein Widerstand seitens der Landwirte gegenüber diesem Förderinstrument. Dies ist ein wichtiger Grund dafür, dass bisher nur wenige Fördermaßnahmen mit Förderkulissen versehen sind (vgl. MATZDORF 2004).

6.3 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Szenarienrechnungen

In den folgenden Abschnitten sollen die verschiedenen Szenarien hinsichtlich der Auswirkungen auf die Landnutzung, der ökologischen Wirksamkeit gemessen am potenziellen Bodenabtrag, der Kosten und Kosteneffizienz sowie der Wechselbeziehungen mit anderen ökologischen Indikatoren untersucht werden.

6.3.1 Landnutzung je Szenario

In diesem Abschnitt wird die im Modell simulierte Landnutzung, d.h. die Anbauanteile der verschiedenen Ackerkulturen je Szenario dargestellt. Im Status-quo-Szenario sollte die modellierte Landnutzung nach Kalibrierung des Modells weitestgehend mit der Realität übereinstimmen (vgl. dazu Tab. 63).

Tab. 63: Simulierte Anbauanteile Ackerbau [in %] im Status-quo-Szenario in der Modellregion im Vergleich zu realen Daten (2001) des Landkreises Uckermark

Kultur	Landkreis Uckermark (reale Daten)	Modellregion Prenzlau-West (simulierte Landnutzung)
Winterweizen	32,59	22,55
Winterroggen	6,08	19,44
Wintergerste	10,61	3,09
Triticale	11,02	6,32
Hafer	1,06	-
Getreide insgesamt:	61,36	51,40
Erbsen	0,45	-
Lupinen	0,04	-
Leguminosen insgesamt:	0,49	-
Raps	15,69	7,97
Mais	6,58	3,67
Zuckerrüben	3,97	3,98
Kartoffeln	0,01	0,12
Raps u. Reihenfrüchte insgesamt:	26,25	15,74
Andere	3,08	-
Stilllegung	8,82*	32,86
Total	100,00	100,00

* inkl. Stilllegung mit nachwachsenden Rohstoffen

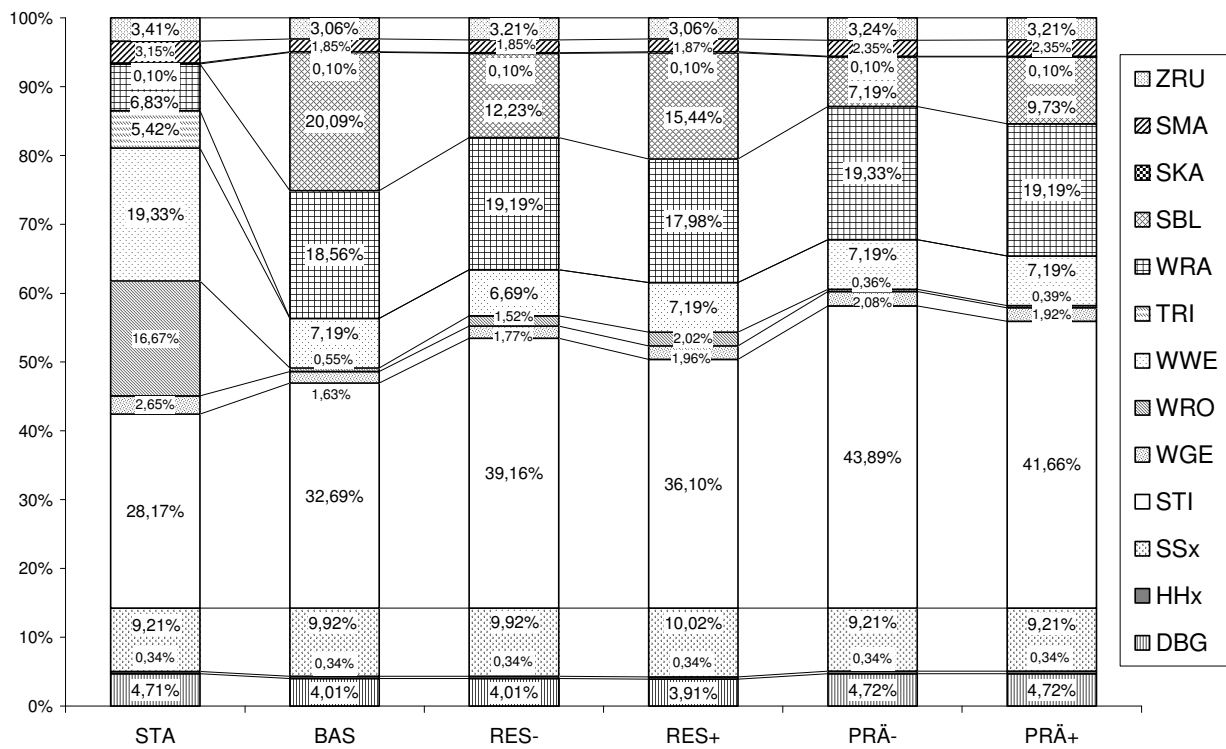
Quelle: ¹ Eigene Berechnungen, ² Daten nach MATZDORF et al. (2003)

Am auffälligsten ist die Abweichung bei der Stilllegung. Im Modell werden alle Böden mit geringster Qualität stillgelegt, während in Realität ein großer Teil dieser Flächen noch bewirtschaftet wird,

obwohl dies ökonomisch nicht rentabel ist. Grund für die hohe Stilllegung im Modell ist die Annahme, dass sich der Landwirt ökonomisch völlig rational verhält. Durch den hohen Anteil Stilllegung verringern sich die Anbauanteile der anderen Kulturarten. Beim Getreide wird der Winterweizen zugunsten des Winterroggens unterschätzt. Auch Winterraps erhält im Modell einen zu geringen Flächenanteil. Die Relationen werden jedoch in etwa getroffen. Als möglicher Grund für die Abweichungen von der Realität kann angeführt werden, dass die Landwirte vermutlich versuchen, Risiken zu streuen, um nicht zu stark von Ertragseinbußen getroffen zu werden und daher auch Kulturen anbauen, die eine geringfügig geringere Rentabilität aufweisen, um damit insgesamt eine höhere Ertragssicherheit zu gewährleisten.

Abb. 76 zeigt die simulierten Anbauanteile an der landwirtschaftlichen Nutzfläche insgesamt (Acker- und Grünland) für die GAP-Alternativszenarien (vgl. Tab. 62). Das Status-quo-Szenario (STA) ist zum Vergleich ebenfalls dargestellt.

Abb. 76: Simulierte Anbauanteile der Kulturen* auf Acker- und Grünland je Szenario



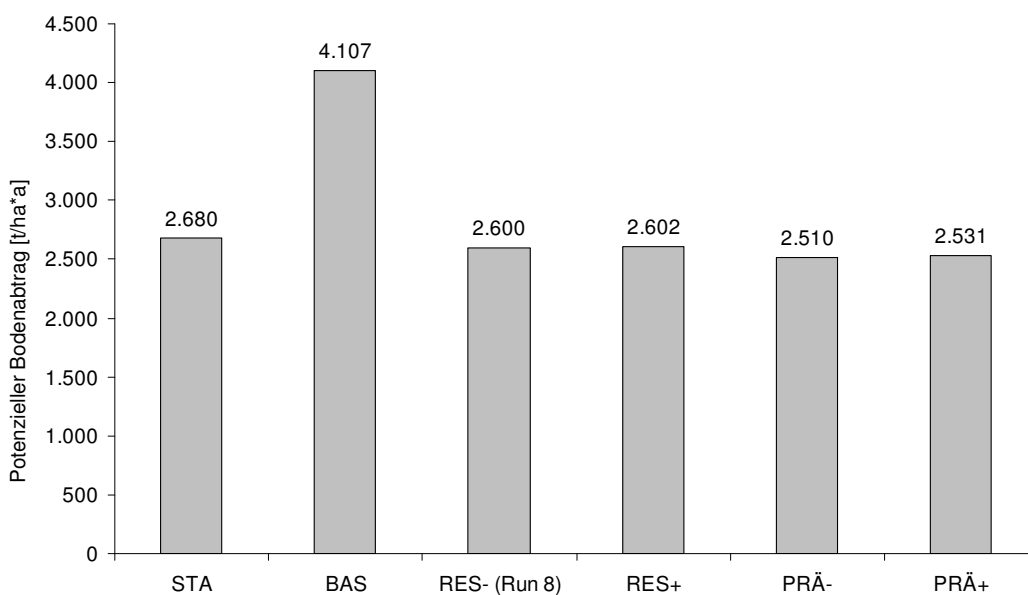
* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt

Beim Ackerland ist auffällig, dass im Vergleich zur Agenda 2000 mit Umsetzung der neuen GAP-Reform durch Wegfall der spezifischen Prämien die Ölsaaten Winterraps (WRA) und Sonnenblume (SBL) auf Kosten der Getreidearten an Attraktivität gewinnen. Der Anteil stillgelegter Flächen ist in den GAP-Szenarien generell höher. Während im Status-quo-Szenario nur die Flächen mit geringer Produktionseignung stillgelegt werden, werden unter GAP-Bedingungen auch Böden mittlerer Qualität aus der Produktion genommen. Beim Grünland verändert sich die Nutzungsstruktur je Szenario nur minimal.

6.3.2 Potenzielle Bodenabträge je Szenario

Abb. 77 zeigt den kalkulierten potenziellen Bodenabtrag für alle Szenarien im Vergleich. Gegenüber dem Statusquoszenario (STA) kommt es unter den Bestimmungen der neuen GAP-Reform (BAS) durch den verringerten Anbau von Getreide und höheren Anteil von Ölsaaten, v.a. der Sonnenblume, zu einer Erhöhung des potenziellen Erosionsrisikos. Während Wintergetreide einen relativ guten Schutz des Bodens vor Wassererosion bereitstellt, bieten Sonnenblumen als Reihenkultur nur unzureichenden Schutz (FRIELINGHAUS et al. 1998: 32 f.). Unter den verschiedenen GAP-Alternativszenarien mit spezifischen Maßnahmen zur Erosionsverminderung (RES-, RES+, PRÄ-, PRÄ+) wird der potenzielle Bodenabtrag wieder verringert. Die angestrebte Verringerung des Erosionsrisikos von mindestens 30 % gegenüber dem Basisszenario (BAS) wird in etwa erreicht.

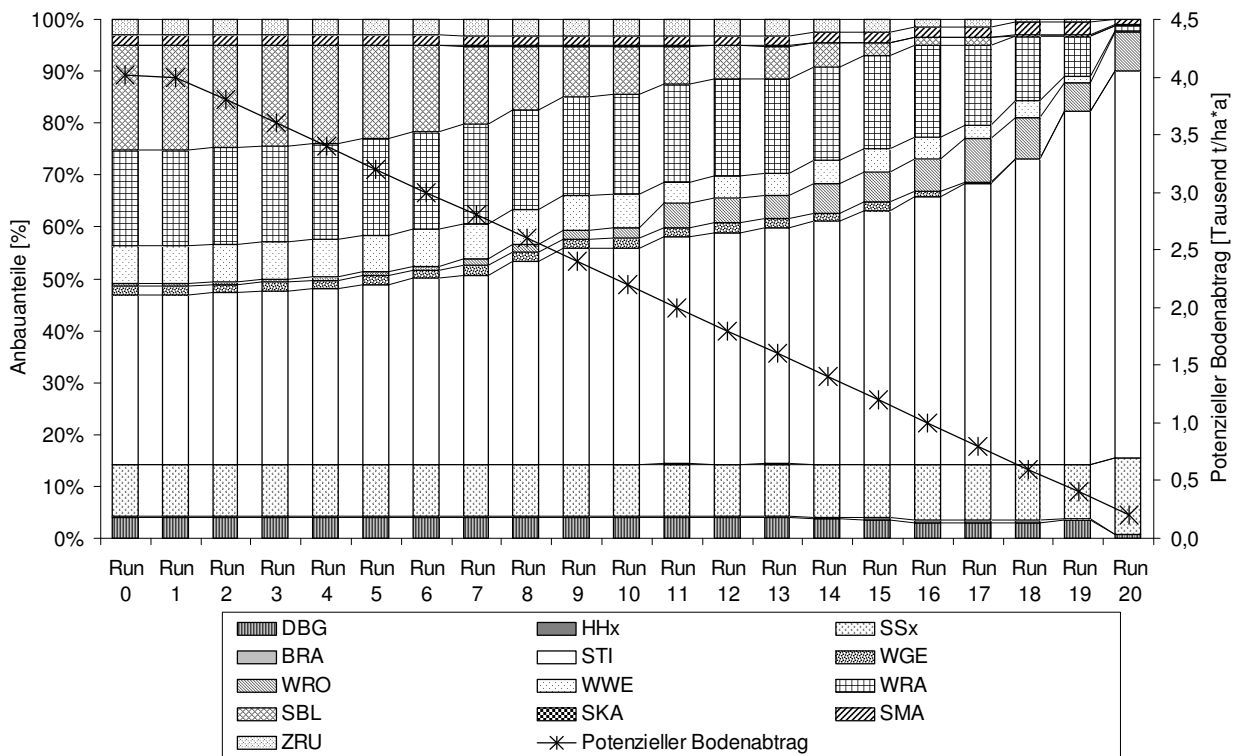
Abb. 77: Potenzieller Bodenabtrag je Szenario



Im Szenario RES- als ergebnisorientierte Politikmaßnahme soll das Erosionsrisikos durch schrittweise Verschärfung der Restriktionen in mehreren Modellläufen (Run 0-20) möglichst auf nahezu Null durch Anpassung der Landnutzung verringert werden (Abb. 78).

Bereits im Run 8 wird die angestrebte Verbesserung von mindestens 30 % hinsichtlich des potenziellen Bodenabtrags erreicht. Um das Wassererosionsrisiko zu verringern, hat das Modell zwei Optionen: Es kann eine Standorteinheit mit einer anderen Kultur belegen oder aber für die Kultur ein hinsichtlich der Zielstellung günstigeres Anbauverfahren auswählen. Der Effekt, der durch den Austausch einer Kultur erzielt wird, ist i.Allg. höher als der, der durch den Tausch von Produktionsalternativen je Kultur erreicht werden kann. In Run 0 sind keine Restriktionen einzuhalten, es wird die ökonomisch optimale Anbaustruktur ermittelt. Mit zunehmender Verschärfung der Restriktionen erfolgt dann zunächst eine räumliche Umsortierung unter Beibehaltung der optimalen Anbaustruktur (Run 0-3). Kritische Kulturen werden auf weniger erosionsgefährdete Standorte verlegt.

Abb. 78: Schrittweise Verringerung des potenziellen Bodenabtrages durch Anpassung der Anbauanteile der Ackerkulturen* im Szenario RES-

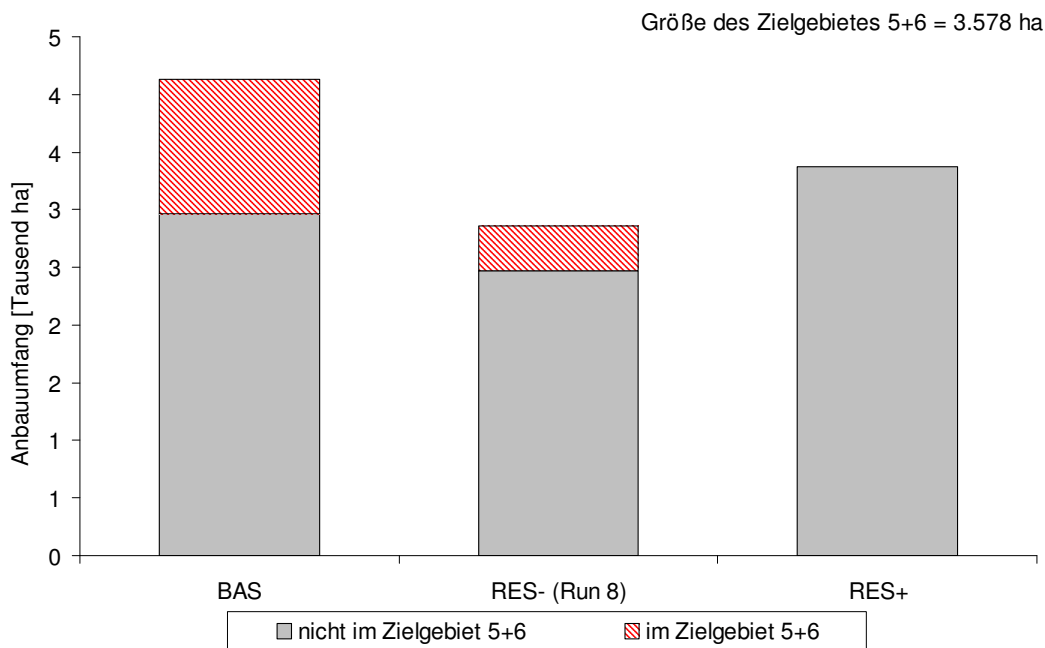


* Die Kürzel der Kulturen sind in Anhang A - 1 erklärt

Bei weiterer Erhöhung der Restriktionen werden zunehmend Anbauverfahren ausgetauscht, um die lukrativen, aber hinsichtlich Erosion ungünstigen Kulturen wie Zuckerrüben in der Lösung zu behalten. Pflugverfahren werden bspw. durch pfluglose Anbauvarianten ersetzt. Werden die Restriktionen noch weiter heraufgesetzt, müssen lukrative, aber hinsichtlich Wassererosion kritische, Kulturen zunehmend aufgegeben werden. So werden in Run 18 und 19 nur noch minimale Umfänge an Zuckerrüben und gar keine Sonnenblumen mehr angebaut. Um das potenzielle Erosionsrisiko auf nahezu Null abzusenken, werden große Flächenanteile des Ackerlandes aus der Produktion genommen. In Run 20 wurden fast 70 % der LN in Stilllegungen überführt.

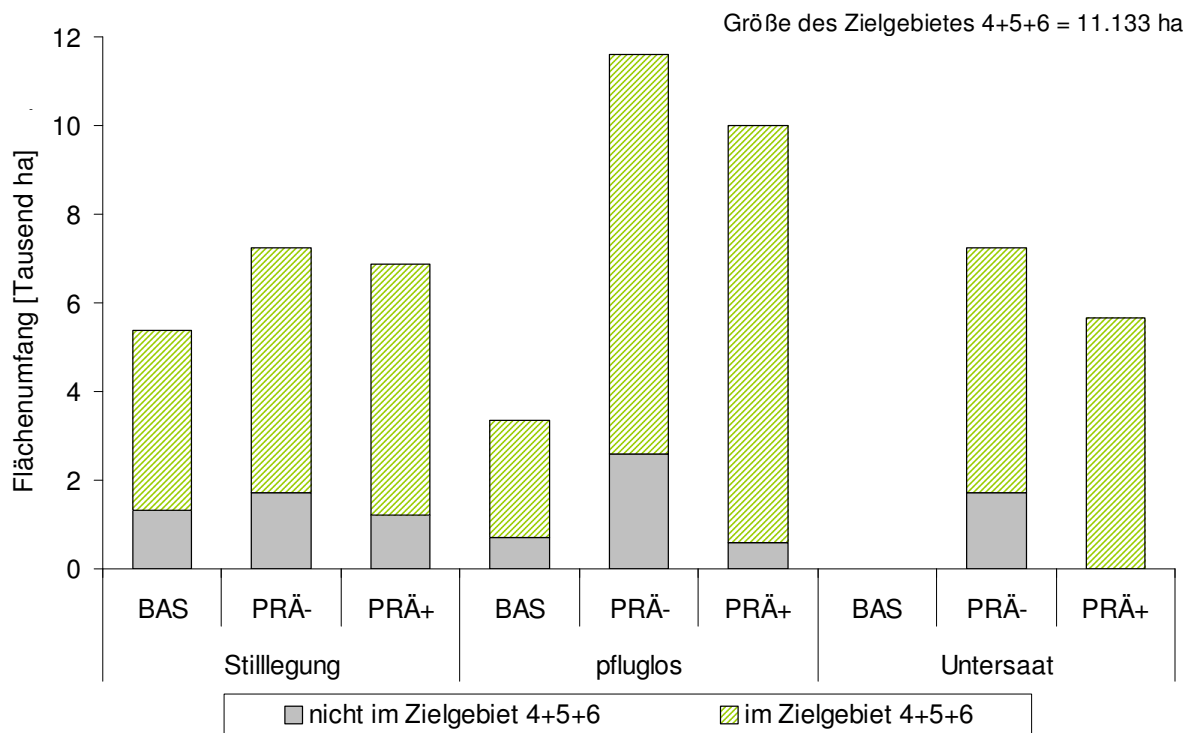
Im Szenario RES+ werden Anbauverbote für Reihenfrüchte (Zuckerrübe, Silomais, Speisekartoffel und Sonnenblume) auf besonders erosionsgefährdeten Standorten eingeführt (Wassererosionsgefährdungsklasse 5 und 6, vgl. Kap.4.1.4, Tab. 21). Abb. 79 zeigt den Effekt, den dies auf den Anbauumfang und die räumliche Anbauverteilung dieser Kulturen im Vergleich zum Szenario BAS und RES- hat. Insgesamt wird im Vergleich zum Basisszenario in den Restriktionsszenarien weniger von den kritischen Kulturen angebaut. Zwar werden im Szenario RES- insgesamt mehr Flächen mit den erosionsanfälligen Reihenkulturen belegt als im Szenario RES+, aber dadurch, dass die Kulturen nicht auf den hoch sensiblen Standorten angebaut werden dürfen, kann trotzdem der gleiche potenzielle Erosionslevel realisiert werden (vgl. Abb. 77).

Abb. 79: Anbauumfang erosionsanfälliger Reihenfrüchte in und außerhalb der Zielgebiete 5+6 (Wassererosionsgefährdungsklassen 5 und 6)



Im Szenario PRÄ- und PRÄ+ werden Prämien für erosionsmindernde Maßnahmen, wie pfluglose Bodenbearbeitung, Untersaaten und Flächenstilllegung, entweder flächendeckend oder nur in Vorranggebieten mit hoher Erosionsgefährdung gefördert (Wassererosionsgefährdungsklassen 4, 5 und 6, vgl. Kap. 4.1.4, Tab. 21). Abb. 80 zeigt den Umfang der geförderten Verfahren und deren räumliche Aufteilung zwischen Ziel- und Nicht-Zielgebieten für das Basis- und die beiden Prämien szenarien. Die Prämienvergabe bewirkt, dass in beiden Förderszenarien PRÄ- und PRÄ+ mehr dieser Maßnahmen umgesetzt werden. Der Anbau von Untersaaten wird aufgrund der zusätzlichen Kosten für Saatgut und Arbeitsgänge im BAS gar nicht praktiziert; erst durch die Förderung gewinnen diese Verfahren praktische Bedeutung. Vom Umfang her wird jeweils im Szenario PRÄ- mehr Fläche mit den erosionsmindernden Maßnahmen belegt, im Szenario PRÄ+ kann aber räumlich eine noch stärkere Ausrichtung auf die erosionsanfälligsten Standorte erreicht werden. So werden im Szenario PRÄ+ alle Verfahren mit Untersaaten im Zielgebiet angewendet und es wird fast flächendeckend eine pfluglose Bodenbearbeitung im Zielgebiet umgesetzt. Die räumlichen Effekte lassen sich auch gut in den Karten visualisieren, die den potenziellen Bodenabtrag je Szenario zeigen. Die Karten zum potenziellen, durchschnittlichen Bodenabtrag unter der simulierten Landnutzung in den Szenarien BAS, RES+, PRÄ- und PRÄ+ finden sich im Anhang D 1-4.

Abb. 80: Flächenumfang erosionsmindernder Maßnahmen in und außerhalb der Zielgebiete 4+5+6 (Wassererosionsgefährdungsklassen 4, 5 und 6)



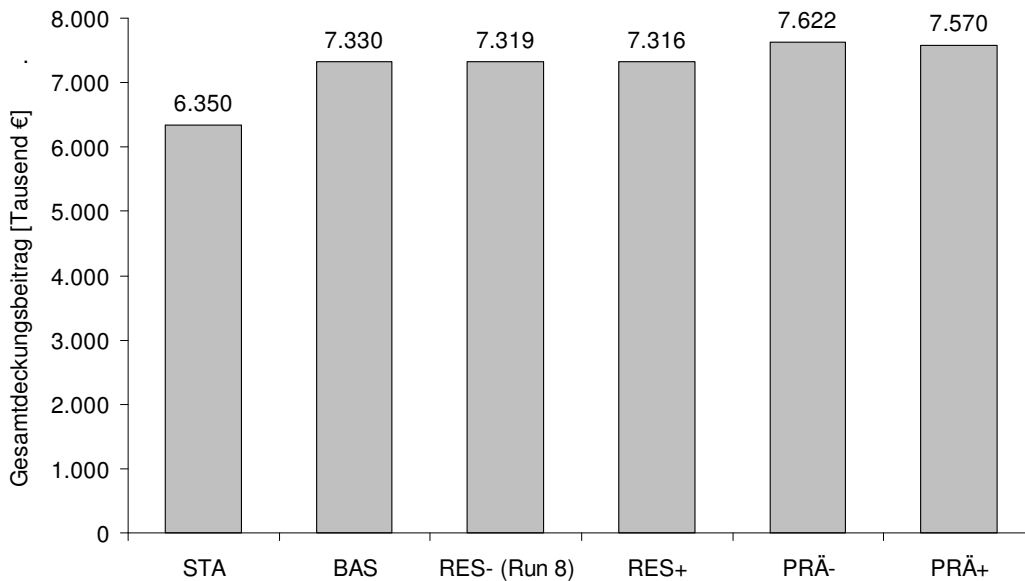
Es sei an dieser Stelle noch angemerkt, dass in einem Regionshofmodell die Spielräume bei der räumlichen Umsortierung von Kulturen und Verfahren überschätzt werden. Würde mit tatsächlichen Betrieben modelliert, wäre dieser Spielraum wesentlich geringer, da ein Betrieb u.U. gar nicht über nicht erosionsgefährdete Flächen verfügt, die er nutzen kann, um dort die eher kritischen Kulturen zu platzieren. Es wäre von erheblich höheren Kosten und Deckungsbeitrags-einbußen bei Einführung von Restriktionen auszugehen, und im zielgerichteten Prämienszenario PRÄ+ wären alle Betriebe ohne stark erosionsgefährdete Standorte von vornherein von der Prämienvergabe ausgeschlossen.

6.3.3 Kosten und Gesamtdeckungsbeitrag je Szenario

Abb. 81 zeigt den Gesamtdeckungsbeitrag auf Regionshofebene je Szenario bei vergleichbarer ökologischer Wirksamkeit. Gegenüber dem Status-quo-Szenario (STA) unter Agenda 2000 Bedingungen verbessert sich die Einkommenssituation bei Umsetzung der neuen GAP-Beschlüsse im Basisszenario (BAS), da der Regionshof jetzt auch für seine Grünlandflächen Prämien erhält, was den Wegfall der Tierprämien überkompensiert. Durch Einführung von Restriktionen (RES- und RES+) vermindert sich der Deckungsbeitrag gegenüber dem Basisszenario in Größenordnungen von 10.000-15.000 Euro, da durch die Restriktionen keine ökonomisch optimale Flächennutzung mehr realisiert werden kann. Durch die Vergabe von Prämien (PRÄ- und PRÄ+) erhöht sich der Gesamtdeckungsbeitrag gegenüber der Basislösung (BAS). Die Deckungsbeitragsänderungen ergeben sich durch die mit der Einführung der verschiedenen Politiken zur Verminderung des Wassererosionsrisikos verbundenen Kosten. Die Kosten können in sogenannte On-Farm-Kosten

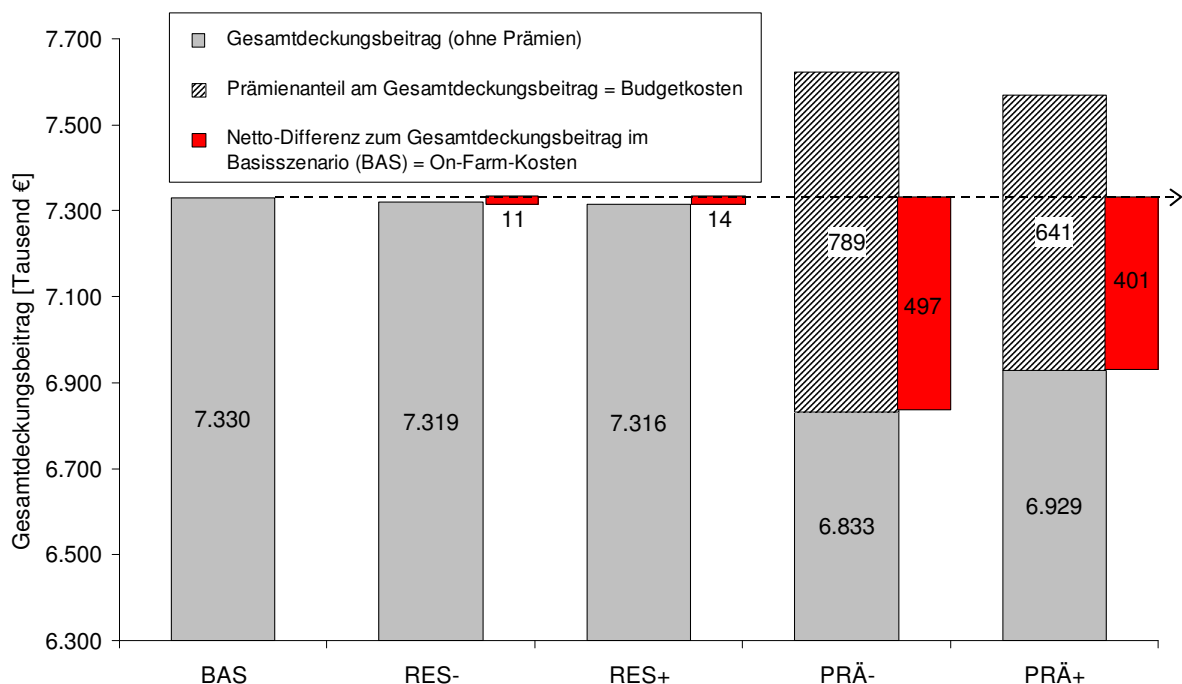
und Budgetkosten eingeteilt werden (vgl. SCHULER 2008).

Abb. 81: Gesamtdeckungsbeitrag je Szenario



On-Farm-Kosten spiegeln die Kosten einer ökonomisch sub-optimalen Landnutzung wider, die durch Einführung der Politikinstrumente bewirkt wird. Sie müssen vom Betrieb getragen werden. Im Falle von Prämienzahlungen entstehen als weitere Kosten Budgetkosten, die aus dem Staatshaushalt gedeckt werden, also von der Gesellschaft insgesamt aufzubringen sind. Abb. 82 zeigt die Budget- und On-Farm-Kosten sowie den Gesamtdeckungsbeitrag.

Abb. 82: On-Farm- und Budgetkosten sowie Gesamtdeckungsbeitrag auf Regionshofebene je Szenario



Bei den Restriktionsszenarien (RES- und RES+) fallen keine Budgetkosten an und die On-Farm-Kosten sind sehr gering, da die Absenkung des potenziellen Erosionsrisikos durch räumliche Umverteilung kritischer Kulturen erreicht wird (Abb. 78 und Abb. 79) und so eine ökonomisch optimale Landnutzung insgesamt nahezu beibehalten werden kann.

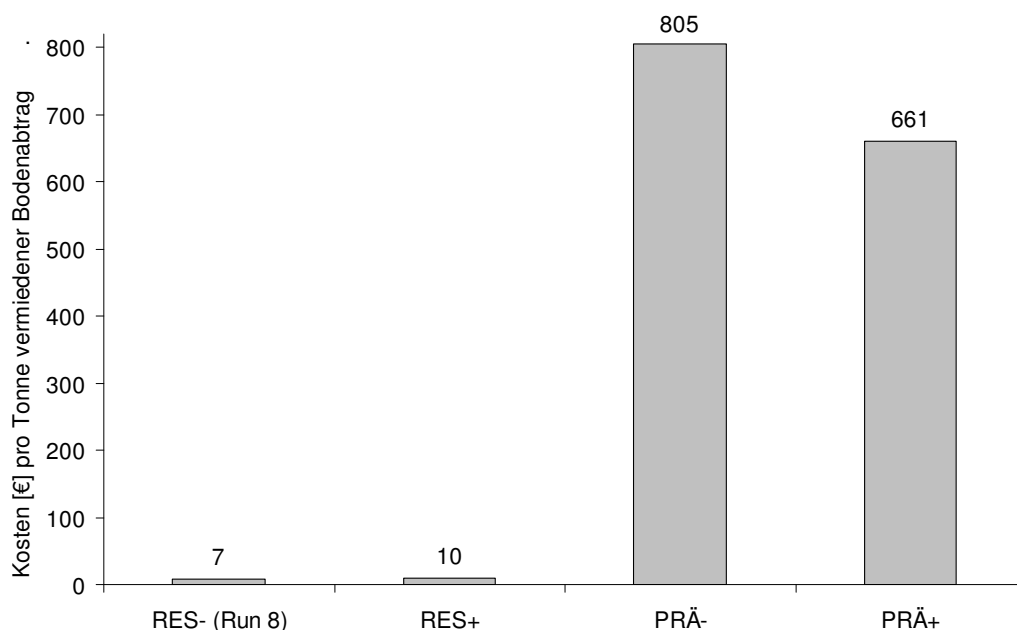
Bei den Prämienszenarien (PRÄ- und PRÄ+) entstehen erhebliche On-Farm-Kosten. Die Prämienhöhe sollte so gewählt werden, dass diese ausgeglichen werden können. Häufig ergibt sich jedoch eine Überkompensierung durch Mitnahmeeffekte. So sind pfluglose Verfahren, die in den Prämienszenarien gefördert werden, als arbeitsexensive Verfahren ohnehin für den Landwirt interessant und werden bereits in der Basislösung in gewissem Umfang freiwillig und ohne finanziellen Anreiz durchgeführt (vgl. Abb. 80).

Neben Budget- und On-Farm-Kosten, treten weitere Kosten auf, die hier keine Berücksichtigung finden (vgl. SCHULER 2008). Werden Zielgebiete ausgewiesen, kommen Kontrollkosten hinzu, ob die Landwirte die erlassenen Auflagen dort einhalten und Prämien nur für prämiensberechtigten Standorte abrechnen. Der Einfachheit halber wurden die Kosten für die räumliche Umsortierung von Kulturen hier gleich Null gesetzt. In der Realität ist es aber sehr wohl möglich, dass Kosten entstehen, z.B. durch höhere Transportkosten, wenn Futter auf weiter von den Hofstellen entfernten Flächen produziert werden muss. Wenn tatsächliche Betriebe simuliert würden, könnte dies in MODAM über die Feld-Hof-Entfernungen der einzelnen Betriebe abgebildet werden (SCHULER 2008).

6.3.4 Kosteneffizienz je Szenario

In diesem Abschnitt soll die Kosteneffizienz der einzelnen Förderszenarien untersucht werden, indem die Kosten den vermiedenen Tonnen potenziellen Bodenabtrags gegenübergestellt werden. Abb. 83 zeigt die Kosteneffizienz der Szenarien im Vergleich.

Abb. 83: Kosten je Tonne vermiedener Bodenabtrag



Insgesamt gesehen, ist die Einführung von Anbauverböten für bestimmte Kulturen auf erosionsgefährdeten Flächen durch ordnungspolitische Maßnahmen am kosteneffektivsten zu bewerten (RES+). Selbst wenn das Modell über eine Mehrzieloptimierung, wie im Szenario RES- geschehen, gezwungen wird, den Erosionslevel bei gleichzeitig möglichst hohem Deckungsbeitrag abzusenken, kann eine vergleichbare ökologische Wirksamkeit (Run 8) nicht viel günstiger erreicht werden. Die Vergabe von Prämien für erosionsmindernde Maßnahmen als finanzpolitisches Instrument ist als wesentlich ungünstiger einzuschätzen. Mitnahmeeffekte führen hier zu einer vergleichsweise geringeren Kosteneffizienz, da Prämien für Maßnahmen vergeben werden, die auch ohne Förderung in gewissen Umfang in der Basislösung umgesetzt werden, wie bspw. pfluglose Bodenbearbeitung, die als arbeitsexensives und treibstoffsparendes Verfahren wirtschaftlich interessant ist (siehe Abb. 80). Wird die Prämienvergabe auf Vorranggebiete mit hoher Erosionsgefährdung beschränkt, kann eine höhere Kosteneffizienz erreicht werden.

Die Einführung von Verböten, wie hier in den RES*-Szenarien, hat zwar die höchste Verbindlichkeit und wurde als kosteneffektivste Maßnahme unter den getroffenen Maßnahmen identifiziert, nach Einschätzungen des SRU (2002: 11 f.) können Verböte aber u.U. auf erhebliche Widerstände bei Landwirten treffen. Nach ihren Empfehlungen hat sich in vielen Fällen eine Instrumentenmix bewährt, der die Stärken und Schwächen der verschiedenen Instrumente verbindet. Ein Beispiel dafür stellt die Einführung von umweltspezifischen Auflagen in Natura 2000-Gebieten dar, für die Ausgleichzahlungen beantragt werden können (Artikel 16, VO (EG) 1257/1999, vgl. auch MATZDORF 2004).

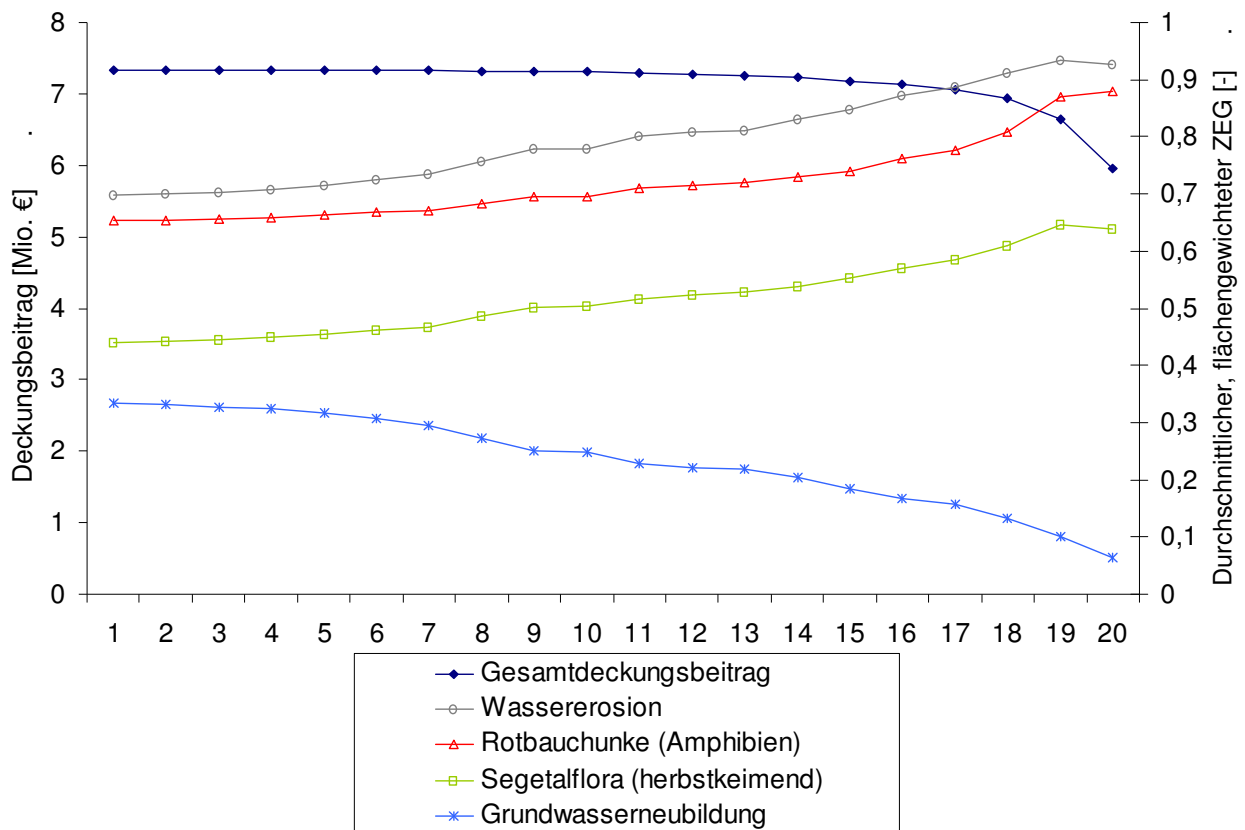
6.3.5 Wechselwirkungen mit anderen ökologischen Indikatoren

Im folgenden Abschnitt soll beleuchtet werden, wie sich die Optimierung der Landnutzung hinsichtlich einer bestimmten ökologischen Zielsetzung, in unserem Beispiel die Verminderung des Wassererosionsrisikos, auf andere ökologische Indikatoren auswirkt. Um die Effekte für die unterschiedlichen Indikatoren auf einer gemeinsamen Skala abbilden zu können, wurde je Szenario der flächengewichtete durchschnittliche Zielerreichungsgrad (ZEG) je Landnutzungsszenario für die einzelnen Indikatoren herangezogen (vgl. Kap. 4). Ein großer ZEG zeigt ein geringes, ein kleiner ZEG ein hohes landnutzungsbedingtes Risiko für den entsprechenden Indikator an. Abb. 84 zeigt für zunehmende Restriktionen zur Verringerung des Wassererosionsrisikos im Szenario RES- die Auswirkungen der Landnutzungsoptimierung auf Deckungsbeitrag und drei weitere ökologische Indikatoren: Amphibienschutz, Schutz der Segetalflora sowie Grundwasserneubildungspotentials.

Während die Optimierung der Landnutzung zur Verminderung des potenziellen Wassererosionsrisikos auch positive Effekte für den Schutz der Rotbauchunke als Vertreter der Amphibien und den Schutz herbstkeimender Segetalarten hat, zeigen sich negative Effekte für das Grundwasserneubildungspotenzial. Bei Amphibien ist der positive Effekt insbesondere auf die vermehrte Anwendung pflugloser Bodenbearbeitungsverfahren zurückzuführen (von 345 ha in Run 1 auf 3.363 ha in Run 20). Pflügen ist für Amphibien eine besonders kritische Maßnahme, da die Tiere zwischen Erdbalken eingeklemmt oder vollständig eingegraben werden (vgl. DÜRR et al. 1999; BERGER et al. 1997). Bei herbstkeimenden Segetalfloren wirkt sich v.a. die steigende Flächenstilllegung positiv aus (siehe Abb. 78), da junge Stilllegungen gute Bedingungen für

Segetalarten bieten (vgl. HILBIG 2005; FLADE & SCHMIDT 2003). Darüber hinaus finden Herbstkeimer bessere Entwicklungsbedingungen in Winterungen (ARLT et al. 1991) und profitieren von dem zunehmenden relativen Anteil der Winterungen (Wintergetreide und Winterraps) gegenüber Sommerungen (Zuckerrübe, Silomais, Sonnenblume).

Abb. 84: Auswirkung der Landnutzungsoptimierung zur Verminderung des Wassererosionsrisikos auf Deckungsbeitrag und Zielerreichungsgrad weiterer ökologischer Indikatoren im Szenario RES-

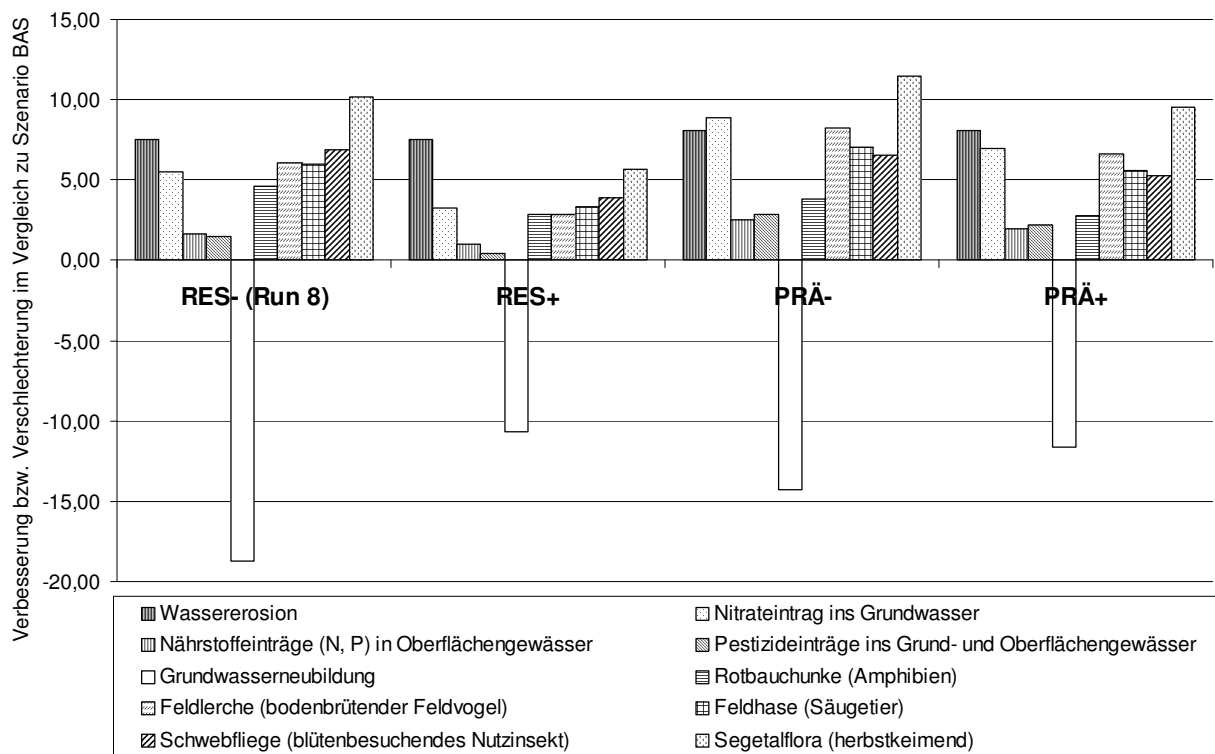


Die negativen Effekte im Hinblick auf das Grundwasserneubildungspotenzial entstehen durch den Anstieg der Stilllegungsflächen und den Anstieg pflugloser Bodenbearbeitung. Durch die permanente Bodenbedeckung bei Stilllegung der Flächen wird von geringeren Infiltrationsraten ausgegangen als unter dem Anbau von Ackerfrüchten, die den Boden nach Ansaat zunächst nicht vollständig bedecken und nach Ernte und Herbstfurche zwischenzeitlich völlig unbedeckt bleiben, wenn keine pfluglose Bodenbearbeitung praktiziert wird. Beim Deckungsbeitrag ist gut zu erkennen, dass zunächst nahezu keine Einbußen stattfinden, da nur eine räumliche Umsortierung der Kulturen erfolgt, die ökonomisch optimale Anbaustruktur jedoch beibehalten wird (vgl. Abb. 78). Erst mit zunehmender Verschärfung der Restriktionen treten erhebliche Deckungsbeitragseinbußen von mehr als 1,3 Mio. € auf, weil zunehmend von den optimalen Anbauanteilen abgewichen werden muss.

Abb. 85 zeigt für die Restriktions- und Prämienszenarien die prozentuale Verbesserung bzw. Verschlechterung in allen Szenarien gegenüber dem Basisszenario (BAS). Bei vergleichbarer

Verbesserung der Situation hinsichtlich des Wassererosionsrisikos (ca. 7,5 %, gemessen am durchschnittlichen, flächengewichteten ZEG oder ca. 30 % gemessen am potenziellen Bodenabtrag), ergeben sich für fast alle Indikatoren ebenfalls Verbesserungen durch die Anpassung der Landnutzung in den verschiedenen Szenarien. Einzige Ausnahme stellt das Grundwasserneubildungspotenzial dar, bedingt durch den höheren Anteil an Stilllegungen (vgl. Abb. 76) und die vermehrte Anwendung pflugloser Bodenbearbeitung (siehe u.a. Abb. 80). Verbesserungen hinsichtlich des Risikos der Nitratverlagerung ins Grundwasser sowie der Nährstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwasser sind u.a. auf die verringerten N- und P-Inputs zurückzuführen. Der durchschnittliche N- bzw. P-Input je ha sinkt von ca. 100 kg N bzw. 30 kg P₂O₅ im BAS-Szenario auf 76-80 kg N bzw. 23-25 kg P₂O₅ in den Restriktions- und Prämienszenarien.

Abb. 85: Verbesserung bzw. Verschlechterung der Situation für alle ökologischen Indikatoren in den Szenarien RES* und PRÄ* gegenüber dem BAS-Szenario (basierend auf dem durchschnittlichen, flächengewichteten ZEG je Indikator)



Auch hinsichtlich der Pflanzenschutzmittelintensität ergeben sich günstigere Bedingungen: Die Anzahl der durchschnittlichen Pestizidbehandlungen sinkt von 2 auf 1,5. Dies steht, wie der sinkende Nährstoffinput, mit dem höheren Stilllegungsanteil in Zusammenhang. Die Stilllegungen werden nicht gedüngt und Pflanzenschutzmittel nur zur Behandlung von Unkrautnestern angewendet. Auch für alle biotischen Indikatoren sind die positiven Effekte hauptsächlich auf den höheren Stilllegungsanteil zurückzuführen. Da auf Stilllegungen nur eine Pflegemaßnahme jährlich stattfindet, finden hier Tier- und Pflanzenarten einen relativ störungsarmen Lebensraum, was sich auch in der Verringerung der termin- und arbeitsgangabhängigen Störungswirkung (TAS, vgl. Kap.

4.6.2) widerspiegelt, die sich gegenüber dem Basisszenario in Größenordnungen von 6-18 % im Durchschnitt verringert.

7 Zusammenführung und Diskussion der Ergebnisse und der gewählten Vorgehensweisen

Dieses Kapitel gliedert sich in drei Bereiche. Zunächst wird die zur Bearbeitung der einzelnen Fragestellungen gewählte Methodik diskutiert und bewertet. Im zweiten Abschnitt werden die erzielten Ergebnisse aus den Kapiteln 4, 5 und 6 anhand eines Bewertungsproblems mit mehreren ausgewählten Produktionsverfahren aus der MODAM-Datenbasis beispielhaft zu einem „Nachhaltigkeitsindex“ zusammengeführt. Abschließend wird der Gesamtansatz der Arbeit diskutiert.

7.1 Diskussion der gewählten Vorgehensweisen

7.1.1 Diskussion der Fuzzy-Logik-basierten ökologischen Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren

Für die ökologische Bewertung der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren wurde eine Fuzzy-Logik-basierte Vorgehensweise gewählt (vgl. dazu Kap. 0). Im Folgenden sollen die Vorteile und Nachteile dieser Methodik, die Auswahl der abiotischen und biotischen Indikatoren, die Aussagefähigkeit der gelieferten Ergebnisse sowie die Übertragbarkeit des Bewertungsansatzes diskutiert werden.

7.1.1.1 Vor- und Nachteile der Fuzzy-Logik allgemein

Zu den wesentlichen **Vorteilen** der Fuzzy-Logik zählt die Möglichkeit, unsicheres Wissen und damit auch Expertenwissen in die ökologische Bewertung der Produktionsverfahren mit einbeziehen zu können. Dies ist von großem Vorteil, da für die Abbildung der Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Managementpraktiken oft wenige harte Daten vorhanden sind (vgl. SCHULTZ & WIELAND 1995: 86; MÜLLER 1997). Dadurch, dass sowohl quantitative als auch qualitative Daten verarbeitet werden können, erlaubt die Methode die „bestmögliche“ Interpretierung und Integrierung des vorhandenen Wissens (vgl. CORNELISSEN 2003: 130).

Die verfügbaren numerischen Daten werden über die Definition von Zugehörigkeitsfunktionen als linguistische Variable interpretiert und im Bewertungsmodell als unscharfe Mengen repräsentiert. Ein numerischer Wert kann mehreren unscharfen Mengen zugeordnet werden. Dadurch lassen sich scharfe Übergänge und Bewertungsartefakte, die nicht dem menschlichen Empfinden entsprechen, vermeiden (ZIMMERMANN et al. 1993). Die Beschreibung der Wirkungszusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen zu einem bestimmten Bewertungsproblem erfolgt regelbasiert über die Formulierung von Wenn-Dann-Beziehungen. Im Vergleich zu konventionellen Bewertungsansätzen kann in Fuzzy-Logik-basierten Bewertungssystemen die Anzahl der notwendigen Regeln zur Beschreibung eines Sachverhaltes deutlich reduziert werden. MCNEILL & FREIBERGER (1996: 309) spricht von einer Reduktion um den Faktor 100 bis 1000. Durch die Komplexitätsreduktion werden auch vielschichtige Zusammenhänge modellierbar. Die Modellentwicklung wird weniger aufwändig und dadurch kostengünstiger und leichter implementierbar. Fuzzy-Logik-basierte Ansätze liefern i.Allg. sehr flexible Systeme, da die Regelbasis leicht verändert und erweitert

werden kann (MÜLLER 1997). Anhand der Regeln lassen sich die zugrunde gelegten Bewertungs-
algorithmen gut nachvollziehen; die im System enthaltenen Werturteile werden transparent gemacht
(vgl. BOSSHARD 2000). Die Wenn-Dann-Beziehungen spiegeln dabei die verbalen Aussagen der
Experten wider (vgl. BOTHE 1993: IX). Somit kann die Beschreibung der Zusammenhänge über
Regeln erfolgen, die auf Alltagssprache basieren (BOTHE 1993: 85). Dadurch wird die
Kommunikation zwischen Experte und Modellierer wesentlich erleichtert. ZADEH (1996: 103, 110),
auf den die Fuzzy-Logik im Wesentlichen zurückgeht, schreibt dazu: „... *the main contribution of
fuzzy logic is a methodology for computing with words ... No other methodology offers this facility.*“
Die Methodik bietet damit ein gutes Hilfsmittel in der interdisziplinären Zusammenarbeit, da nicht
auf spezifisches Fachvokabular zurückgegriffen werden muss.

Zu den **Nachteilen** der Methodik zählt, dass sie weniger präzise Ergebnisse liefert. Die Ergebnisse
müssen aus dem Bereich der Unschärfe erst durch Defuzzifikation wieder in einen scharfen Aus-
gangswert überführt werden, wobei sich je nach gewählter Defuzzifikationsmethode Informations-
verluste ergeben (CORNELISSEN 2003: 59). Eine Möglichkeit, diese Unsicherheiten auch im
Ergebniswert zu konservieren, bietet die Methode der Fuzzyzahlen (*fuzzy numbers*). Dabei werden
neben einem scharfen Ergebniswert zusätzlich Unschärfebereiche angegeben, die in Abhängigkeit
von den gewählten Vertrauensniveaus, die man für die Ergebniswerte festlegen kann,
unterschiedlich groß ausfallen (vgl. dazu GONZALEZ et al. 1999). Ein gewisser Grad an Vagheit ist
somit methodenimmanent. Dies spiegelt allerdings die Unsicherheiten, die der Bewertung zugrunde
liegen, auch besser wider. Ein weiterer Nachteil ist, dass die Methode immer noch auf Vorbehalte
trifft und weniger akzeptiert ist, insbesondere bei den Verfechtern klassischer Systeme, obwohl sie
sich bereits in vielen Anwendungen bewährt hat. Ein häufiger Vorwurf ist, dass die Methode zu
„grobschlächtig“ sei und sich häufig auf nur wenige Einflussparameter beschränke.

Nach CORNELISSEN (2003: 61) ist es jedoch äußerst wichtig, ein Bewertungssystem möglichst
einfach zu strukturieren, da mit wachsender Anzahl an Variablen die Anzahl an erforderlichen
Regeln exponentiell ansteigt und das System zunehmend intransparent wird und sich evtl.
Inkonsistenzen weniger leicht aufspüren lassen. Konzentriert man sich hingegen auf die wichtigen
Einflusskriterien, kann häufig ein System modelliert werden, dass sich sehr nahe an der Realität
bewegt und für „*real world problems*“ geeignet ist (LAI & HWANG 1994). ZADEH (1996: 110)
schreibt dazu: „*In a reversal of long-standing attitudes, the use of words in place of numbers is
destined to gain respectability. This is certain to happen because it is becoming abundantly clear
that in dealing with real-world problems there is much to be gained by exploiting the tolerance for
imprecision ... The role model for CW [= computing with words] is the human mind.*“

7.1.1.2 Auswahl der abiotischen und biotischen Indikatoren für die Bewertung

Die Auswahl der Indikatoren erfolgte in einem partizipativen Prozess zusammen mit Akteuren aus
der ausgewählten Untersuchungsregion Prenzlau-West, darunter Landwirte und Vertreter von
Naturschutz- und Tourismusverbänden sowie der Verwaltung (ARZT et al. 2000: 22 ff.). Die
Auswahl wurde nach Relevanz und Priorität der Indikatoren in der Region vorgenommen (vgl. Kap.
3.3.2.1). In diesem Sinne ergeben die gewählten Indikatoren kein vollständiges Indikatorensystem,
dass alle Umweltbereiche abdeckt (vgl. u.a. WASCHER 2000). So fehlen Indikatoren zum Umwelt-
medium Luft, wie z.B. die Freisetzung von Treibhausgasemissionen, da diese im Auswahlprozess

als nicht prioritär für die Region eingestuft wurden.

Dennoch handelt es sich bei allen Indikatoren um „klassische“ Indikatoren, die in vielen Indikatorensystemen aufgelistet sind (vgl. u.a. WALZ et al. 1995; OECD 1997; OECD 2001a; OECD 2003). Der Bereich Biodiversität wird in Indikatorensystemen häufig zusammengefasst behandelt. Insofern liefert der gewählte Ansatz spezifischere Informationen, da landwirtschaftliche Maßnahmen durchaus sehr unterschiedliche Auswirkungen auf einzelne Arten haben können. So repräsentieren die ausgewählten Tierarten bestimmte Tiergruppen, wie Primärproduzenten, blütenbesuchende Nutzinsekten, bodenbrütende Feldvögel, Amphibien sowie Säugetiere, die verschiedene ökologische Nischen in Agrarökosystemen besetzen (STACHOW et al. 2002b: 122). Solche Tierarten werden auch als „Regenschirmarten“ (*umbrella species*) bezeichnet (vgl. LAMBECK 1996), da sich ihre Habitatansprüche mit denen anderer Arten decken und mit ihrem Schutz auch der Schutz der Arten unter ihrem „Schirm“ erreicht werden kann. Zwar sind die Ansprüche der einzelnen Arten auch innerhalb einer Tiergruppe unterschiedlich, es kann jedoch von einem gewissen Grad an Mitnahmeeffekten ausgegangen werden.

7.1.1.3 Aussagefähigkeit der Ergebnisse der ökologischen Bewertung

Datenbasis für die Bewertung stellen die im Modellsystem MODAM definierten pflanzenbaulichen Produktionsverfahren dar (vgl. Kap. 3.2.1). Dabei handelt es sich bei der für die vorliegende Arbeit verwendeten Datenbasis nicht um individuelle, reale betriebliche Verfahren, sondern um regionale Durchschnittsverfahren. Die Bearbeitungstermine wurden für die einzelnen Arbeitsgänge bewusst als Zeitspannen definiert, die den Bearbeitungszeiträumen im Brandenburgischen Untersuchungsgebiet entsprechen. Dies hat zur Folge, dass insbesondere für die biotischen Indikatoren, die Durchschnittsverfahren tendenziell schlechter bewertet werden als dies für ein individuelles, reales Verfahren der Fall wäre, da sich für die Durchschnittsverfahren längere Überscheidungszeiträume zwischen der Durchführung kritischer Arbeitsgänge und den sensiblen Zeiträumen der Indikatoren ergeben. Hinzu kommt, dass nicht für jede Kultur gleich viele Produktionsalternativen in der Datenbasis definiert wurden. Für jede Kultur wird ein sogenanntes Standardverfahren definiert, das die gängige Praxis beim Anbau der Kultur wiedergibt, die Anzahl der definierten Anbaualternativen ist jedoch extrem unterschiedlich (vgl. Anhang A - 1). Für die Hauptackerfrüchte wurde i.d.R. die höchste Anzahl an Anbauvarianten beschrieben. Zum Beispiel stehen für Winterroggen als typische Ackerfrucht in Brandenburg elf integrierte Verfahrensalternativen je Ackerzahlklasse zur Verfügung. Für Feldfrüchte mit geringeren Anbauumfängen sind i.d.R. auch weniger Varianten definiert worden (z.B. nur drei für Gelbe Lupine). Dies hat Einfluss auf die berechneten Mittel-, Minimal- und Maximalwerte, die je Kultur ausgewiesen werden (vgl. Kap. 4). So würde die Definition eines zusätzlichen Verfahrens für eine Kultur, das in der Bewertung besser als bisherige Verfahren abschneidet, den Mittel- und Maximalwert erhöhen. Außerdem impliziert die Bewertung auf Verfahrensebene, dass auch nur verfahrenabhängige Effekte in die Bewertung einbezogen werden können. Auf Ebene einer Fruchtfolge würden sich u.U. negative und gute Teilbewertungen ausgleichen und z.T. zu erheblich günstigeren Bewertungen führen. So erhalten bspw. Verfahren mit hoch positiven N-Bilanzen sehr schlechte Einzelbewertungen hinsichtlich des Nitratauswaschungsrisikos, die bei einer Bewertung auf Fruchtfolgeebene nicht auftreten würden, wenn auf eine Kultur mit hohem N-Überschuss (z.B. eine

Leguminose) eine Kultur folgt, die hauptsächlich den Stickstoff aus der Mineralisierung der Vorfrucht nutzt.

Ergebnis der Bewertung (vgl. Kap. 3.3.2.2) der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren ist ein sogenannter Zielerreichungsgrad (ZEG). Für alle Indikatoren wurde ein ZEG je Produktionsverfahren (ZEG-PV) bestimmt. Dieser gibt die Eignung jedes Verfahrens hinsichtlich des jeweiligen Indikators im Vergleich zu allen anderen wieder. Für zwei Indikatoren wurde darüber hinaus eine standortabhängige Bewertung der Produktionsverfahren vorgenommen. Dafür wurde zunächst ein standortbezogener ZEG (ZEG-ST) berechnet. Der ZEG-ST gibt das standörtliche Risiko- bzw. Habitatpotenzial für einen bestimmten Indikator an. In einem dritten Schritt werden alle Verfahrens-Standort-Kombinationen gebildet und ein standortabhängiger Zielerreichungsgrad der Verfahren (ZEG-PV*ST) berechnet. Der ZEG-PV*ST liefert eine Aussage zur Eignung der Verfahren in Abhängigkeit davon, auf welchen Standorten sie räumlich platziert werden.

Die standortabhängige Bewertung wurde nur für zwei Indikatoren, einen abiotischen und einen biotischen, vorgenommen (vgl. Kap. 4.1 und 4.6). Eine standortabhängige Bewertung für alle zehn Indikatoren hätte den Umfang der Arbeit gesprengt, da die standortbezogenen GIS-Analysen und die Bewertung aller Verfahrens-Standort-Kombinationen einen erheblichen Arbeitsaufwand darstellen. Prinzipiell sind hier aber für einige Indikatoren, wie z.B. die Nitrateintragsgefährdung ins Grundwasser, entsprechende Daten und Modelle vorhanden, so dass der Ansatz in diesem Bereich im Nachhinein erweitert werden kann (vgl. Kap. 7.3).

Da die Kausalitäten zwischen landwirtschaftlicher Landnutzung und ihren Umweltwirkungen oft komplex und nicht vollständig aufgeklärt sind (vgl. LEEUWIS 2004; OECD 1997: 11) und sich die Bewertung auf relativ einfache regelbasierte Bewertungsalgorithmen stützt, können i.Allg. nur **qualitative Aussagen** gemacht werden. Der ZEG ist daher i.d.R. ein dimensionsloser Index, der das potenzielle landnutzungsbedingte Risiko im Hinblick auf einen Indikator klassifiziert und als Proxyindikator für das tatsächliche landnutzungsbedingte Risiko dient. Insbesondere bei den biotischen Indikatoren können aufgrund der unsicheren Datenlage oft nur qualitative Aussagen hinsichtlich der potenziellen Gefährdung durch die bewirtschaftungsbedingte Beeinflussung der Habitatqualität auf den landwirtschaftlichen Flächen gemacht werden. Quantitative Aussagen zur Anzahl brütender Feldlerchenpaare o.ä. sind nicht möglich. Hier spielt auch eine Rolle, dass die angewendete ökologische Bewertung ausschließlich den Einfluss der Landwirtschaft auf die verschiedenen Indikatoren berücksichtigt. Andere Einflüsse, wie z.B. Bejagung, Prädatorendichte oder hohes Verkehrsaufkommen können aber ebenfalls erheblichen Einfluss auf die biotischen Indikatoren haben. **Quantitative Aussagen** sind, wenn überhaupt, nur bei einer standortabhängigen Bewertung der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren möglich. So konnten für den Indikator „Wassererosion“ durch die Kopplung an ein entsprechendes Modell auch quantitative Aussagen zu Bodenabträgen gemacht werden (vgl. Kap. 4.1). Es solle jedoch betont werden, dass die kalkulierten Bodenabtragswerte ebenfalls nur potenzielle und keine tatsächlichen Abtragswerte angeben, da den Berechnungen keine aktuellen Witterungsdaten zugrunde liegen.

Die **Validierung** der Modellergebnisse der ökologischen Bewertung erfolgte durch Experten (vgl. Kap. 3.3.2.5). Dazu wurden den Experten eine komplette Beschreibung der Bewertungsmodelle sowie die Bewertungsergebnisse zur Verfügung gestellt. Unbefriedigende Ergebnisse wurden als Anlass genommen, die Bewertungsregeln zu hinterfragen und abzuändern. Ergebnis des Expertenfeedbacks war i.d.R. eine verbesserte Regelbasis. In einigen Fällen wurde auch die Gewichtung der einzelnen Einflussparameter verändert, sofern das Bewertungsmodell nicht sensibel genug auf einen bestimmten Parameter reagierte. Als kritisch wurde von vielen Experten eingeschätzt, dass die Ergebnisse nicht deutlich machen, wo die Bewertung auf einer verhältnismäßig sicheren Datengrundlage fußt und wo sie eher auf Annahmen und Vermutungen beruht. So gibt es zu einigen Indikatoren wesentlich mehr Untersuchungen als zu anderen und einzelne einflussnehmende Parameter sind besser untersucht als andere. Diese Anmerkung bezieht sich u.a. auf den Nachteil der Fuzzy-Logik, dass es bei der Defuzzifikation (vgl. Kap. 3.3.1.2), bei dem das Ergebnis der Bewertung aus dem Bereich der Unschärfe wieder in einen scharfen Ausgangswert überführt wird, zu Informationsverlusten kommen kann. Wie bereits oben diskutiert, wäre eine Lösungsmöglichkeit, mit Fuzzyzahlen zu arbeiten und je nach Sicherheit der Bewertungsgrundlage ein niedriges oder hohes Vertrauensniveau zu wählen. Als zweite Möglichkeit wurde von den Experten vorgeschlagen, jedem Ergebniswert einen zweiten Wert zur Seite zu stellen, der die „Sicherheit“ der getroffenen Aussage klassifiziert.

7.1.1.4 Übertragbarkeit des ökologischen Bewertungsansatzes

Der Ansatz zur ökologischen Bewertung von Produktionsverfahren, der in dieser Arbeit auf die Modellregion Prenzlau-West in der nördlichen Uckermark im Land Brandenburg angewendet wurde, ist grundsätzlich auch auf andere Regionen übertragbar. Dazu sind u.U. Anpassungen der Produktionsverfahren, Indikatoren oder auch Bewertungsmodelle notwendig. Bei den Produktionsverfahren könnten u.a. die Anpassung von Erträgen und Bearbeitungszeiträumen aufgrund veränderter Standort- und Klimabedingungen notwendig sein. Möglicherweise müssen auch neue Produktionsverfahren für weitere Kulturarten, die für die neue Region wichtig sind, ergänzt werden. Die Indikatoren sind bezüglich ihrer Relevanz zu prüfen und gegebenenfalls zu ergänzen. Bei den Bewertungsmodellen müssen für neu hinzugekommene Kulturen die für die Bewertung erforderlichen Daten erhoben werden. Zeitliche Sensibilitäten der Indikatoren können sich aufgrund veränderter Standort- und Klimaverhältnisse verschieben, was ebenfalls Veränderungen der Bewertungsalgorithmen erforderlich macht. Wichtig ist es auch, die Gültigkeit der definierten Wertebereiche der Eingangsgrößen zu prüfen, da sonst „undefinierte Zustände“ in der Bewertung auftreten können, z.B. wenn ein neues Verfahren eine Düngung von 280 kg N vorsieht und bisher nur ein Wertebereich bis 250 kg für die N-Düngung im Modell vorgesehen war. Sollen zusätzlich neue Indikatoren berücksichtigt werden, müssen für diese neue Bewertungsmodelle entwickelt und die für die Bewertung notwendigen Daten erst erhoben werden.

Die Übertragbarkeit des Ansatzes wurde bereits in verschiedenen Projekten getestet. Gegenwärtig

wird der Ansatz in erweiterter und veränderter Form im EU-Projekt MEA-Scope⁶² in sieben verschiedenen europäischen Regionen eingesetzt (vgl. DAMGAARD et al. 2006). Der Ansatz wurde ebenfalls in einer weiteren Brandenburger Region in der südlichen Uckermark für einen ökologischen Betrieb im Rahmen des Projektes Naturschutzhof Brodowin⁶³ für drei Amphibienarten (vgl. STEIN-BACHINGER et al. 2005a) sowie auch für den Indikator Wassererosion in einem Wassereinzugsgebiet in Ontario, Kanada angewendet (STONEHOUSE 2004).

7.1.2 Diskussion der Akzeptanzerhebung bei Landwirten

Um den sozialen Aspekt in die Betrachtung einzubeziehen, wurde eine Akzeptanzerhebung bei Landwirten in der Untersuchungsregion Prenzlau-West durchgeführt. Bei der Erhebung wurde untersucht, welche der in der ökologischen Bewertung als umweltfreundlich eingeschätzten Produktionsverfahren, kurz als Umweltmaßnahmen bezeichnet, bei den Landwirten auf mehr Akzeptanz treffen und durch welche Faktoren dies beeinflusst wird. In diesem Abschnitt sollen kurz die Vor- und Nachteile der gewählten Vorgehensweise einer mündlichen Befragung, die Eignung von Akzeptanz als sozialer Indikator sowie die Aussagefähigkeit der Ergebnisse der Akzeptanzerhebung diskutiert werden.

7.1.2.1 Vor- und Nachteile der mündlichen Befragung

Die Befragung stellt „... die wohl wichtigste Möglichkeit dar, die Wahrnehmung und Interpretation von Sachverhalten durch Individuen zu ermitteln“ (FRIEDRICHS 1990: 208). Zu den wichtigsten **Vorteilen** einer persönlichen Befragung (*face-to-face interview*) gehört der direkte Kontakt zwischen Interviewer und Befragte. Denn nach (CANNELL & AXELROD 1956) hängt die Bereitschaft des Befragten, Auskunft zu einem Sachverhalt zu geben viel stärker von einem befriedigenden persönlichen Kontakt zum Interviewer als vom Thema selbst ab. Während in einer schriftlichen Befragung die Teilnahmebereitschaft fast ausschließlich von der Themenstellung beeinflusst wird, entscheiden bei einer mündlichen Befragung auch Sympathie oder Antipathie zum Interviewer darüber, wie viel Informationen mitgeteilt werden⁶⁴. Ein weiterer Vorteil der persönlichen Befragung ist, dass von beiden Seiten jederzeit Nachfragen möglich sind, so dass Missverständnissen vorgebeugt werden kann, sowohl was die Fragen des Interviewers als auch die Antworten des Befragten anbetrifft. Hinzu kommt der Vorteil, dass der Interviewer auch die nonverbalen Botschaften des Befragten mitbekommt, die u.U. für die Interpretierung der Antworten zusätzliche Hinweise geben können. Zu den **Nachteilen** einer persönlichen Befragung zählt, dass diese vergleichsweise teuer ist, da u.a. Fahrkosten und evtl. auch Übernachtungskosten anfallen. Zudem sind sie oft zeitintensiver in der Durchführung als schriftliche oder telefonische Befragungen. Grundprobleme der mündlichen oder schriftlichen Befragung als Methodik an sich

⁶² MEA-Scope - Micro-economic instruments for impact assessment of multifunctional agriculture to implement the Model of European Agriculture. A Policy Oriented Research Project (STREP) of the Sixth Framework Programme of the European Union. www.mea-scope.org

⁶³ Naturschutzhof Brodowin - Ein Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur naturschutzfachlichen Optimierung des Ökologischen Landbaus. Förderung durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN), Träger: Ökodorf Brodowin e.V. www.naturschutzhof.de

⁶⁴ Im Falle von Antipathie ist dies natürlich als Nachteil zu sehen.

sind zum einen, dass keine Sicherheit besteht, dass der Befragte sagt, was er tatsächlich denkt und auch dementsprechend handelt. Zum anderen besteht die Gefahr, dass der Interviewer durch die Art und Weise, wie er die Fragen stellt, die Antworten des Befragten zu einem gewissen Grad mitbeeinflusst (*interviewer bias*) (vgl. FRIEDRICHS 1990: 215).

7.1.2.2 Eignung von Akzeptanz als sozialer Indikator

Nach MÜLLER & KÄCHELE (2000) ist die soziale Kategorie von Nachhaltigkeit sehr schwer zu erfassen und sie empfehlen, grundsätzlich mehrere Kriterien zu ihrer Abbildung einzubeziehen: *„Aufgrund ihrer Komplexität lassen sich die sozialen Kategorien einer nachhaltigen Landwirtschaft nicht durch ein einziges Kriterium sinnvoll operationalisieren ...“* (MÜLLER & KÄCHELE 2000: 50). Insgesamt konstatieren die beiden Autoren, dass hier noch erheblicher Forschungsbedarf besteht (MÜLLER & KÄCHELE 2000: 54). Bisher angewendete Indikatoren in der sozialen Nachhaltigkeitsdimension sind u.a.: Arbeitsbedingungen, Arbeitsbelastung und Raum für Freizeitaktivitäten, Gesundheit, Arbeitssicherheit, soziales Ansehen und Status, Übereinstimmung mit individuellen und sozialen Werten und Normen, angemessenes Einkommen und Lebensstandard, Ausbildung, Identität und Selbstverwirklichung, soziale Integration u.v.m. (vgl. COM 2003: 20 ff.). In diesem Sinne handelt es sich beim Indikator „Akzeptanz“ um eine Art „Komplexindikator“, in den viele der oben aufgelisteten Indikatoren mit einfließen. In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, die einzelnen Indikatoren in Form einflussnehmender Einzelkriterien getrennt zu erfassen und schließlich zu einem „Komplexindikator Akzeptanz“ zu verdichten (vgl. dazu Kap. 5.5). Damit genügt der Indikator Akzeptanz der Forderung einer mehrkriteriellen Betrachtungsweise. Ein weiterer wichtiger Aspekt im Hinblick auf die Eignung sozialer Indikatoren ist, dass diese häufig nicht nur soziale Aspekte beinhalten, sondern oft auch wirtschaftliche oder umweltbezogene Aspekte berühren. Beispielsweise weisen die Indikatoren „angemessenes Einkommen“ und „Lebensstandard“ eindeutige Verbindungen zur ökonomischen Dimension auf. Und die Indikatoren „Gesundheit“ und „Freizeitaktivitäten“ weisen Verbindungen zur ökologischen Nachhaltigkeitsdimension auf, wenn man u.a. an Gesundheitsprobleme, die auf Umweltbelastungen zurückgehen oder an Habitat- und Biodiversitätsvielfalt denkt, die den „Freizeitwert“ einer Landschaft mitbestimmen. Anders als im ökologischen und auch ökonomischen Bereich, wo oft „eindeutige“ Indikatoren zur Verfügung stehen, die klar einer der Nachhaltigkeitsdimensionen zugeordnet werden können, ist damit die Aussagekraft sozialer Indikatoren nicht nur auf den sozialen Bereich begrenzt, sondern kann implizit auch Aussagen zur ökologischen und ökonomischen Dimension enthalten. Dies gilt auch für den Indikator Akzeptanz.

7.1.2.3 Aussagefähigkeit der Ergebnisse der Akzeptanzerhebung

Mit der Erhebung konnte 80 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Region Prenzlau-West erfasst werden, so dass die erfragten Einschätzungen **verallgemeinernde Aussagen** zur Akzeptanz umweltschonender Produktionsverfahren in der Region erlauben (vgl. Kap. 3.4.2.3). Bei den erfassten Aussagen handelt es sich jedoch grundsätzlich um Einzelmeinungen der befragten Landwirte, die vor dem Hintergrund der spezifischen Betriebssituationen und individuellen Einstellungen des Befragten subjektiv geprägt sind.

Es wurden nur Maßnahmen erfasst, deren Umsetzung bzw. Nichtumsetzung im **Entscheidungsbereich eines einzelnen Landwirtes** liegen (vgl. Kap. 5). Alle erhobenen Einflusskriterien wurden auf diese Maßnahmenebene abgestimmt. Aussagen zu Maßnahmen mit Umwelteffekten auf übergeordneter Ebene, für die kollektive Entscheidungen mehrerer Landwirte bzw. Entscheidungen auf Gemeindeebene erforderlich sind, wie z.B. Flächentausch, Anlage von Strukturelementen, Flurneuerordnungen etc., sind damit nicht möglich. Zum einen hätten dazu weitere Einflusskriterien, wie z.B. Bereitschaft zur Teilnahme an Abstimmungsprozessen mit anderen u.s.w. mit in die Erhebung einbezogen werden müssen. Und zum anderen wären außer den Landwirten weitere Akteure in die Befragung einzubeziehen gewesen, da diese Maßnahmen u.U. Absprachen mit Ämtern und Behörden oder weiteren Personen erfordern. Es ist davon auszugehen, dass die Akzeptanz solcher Maßnahmen insgesamt niedriger ausfällt, da der Aufwand für die Umsetzung durch den notwendigen Abstimmungsprozess mit anderen Beteiligten erheblich zunimmt (vgl. dazu auch ALLAIRE & BOIFFIN 2004).

Des Weiteren haben die von den Landwirten getroffenen Aussagen eine **zeitlich begrenzte Aussagekraft**, da sie u.a. von ihrem aktuellen Kenntnisstand, dem Stand der Forschung, den gegenwärtig gültigen gesellschaftlichen Wertmaßstäben sowie den zur Zeit gegebenen politischen Rahmenbedingungen abhängen. Bei individuellem Erkenntnisgewinn, technischer Weiterentwicklung einer Maßnahme, gesellschaftlichem Wertewandel oder Änderung der politischen Rahmenbedingungen können sich die Einschätzungen ändern (vgl. Kap. 2.2.2.3 und 2.3).

7.1.3 Diskussion der Szenarienrechnungen in MODAM

Weiterhin wurde in dieser Arbeit untersucht, inwieweit die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsverfahren in der Landwirtschaft durch den Einsatz verschiedener ordnungs- und finanzpolitischer Politikinstrumente gefördert werden kann. Zu diesem Zweck wurden Szenarienrechnungen mit dem Modellsystem MODAM durchgeführt. In den folgenden zwei Abschnitten sollen kurz die Vor- und Nachteile von Szenarienrechnungen sowie die Aussagefähigkeit der gelieferten Ergebnisse diskutiert werden.

7.1.3.1 Vor- und Nachteile von Szenarienrechnungen

Szenarien, wie sie in dieser Arbeit definiert wurden, stellen mögliche Zustände in der Zukunft dar und dienen dazu, die Auswirkungen veränderten agrarpolitischer Rahmenbedingungen auf bestimmte Größen abschätzen zu können (vgl. HERZOG 2002: 83). Szenarienrechnungen bieten den **Vorteil**, dass denkbare Entwicklungspfade im Vorfeld (ex-ante) auf ihre möglichen Konsequenzen hin untersucht werden können (SCHOLLES 1998). Durch die Politikänderung bedingte, aber nicht beabsichtigte, Nebeneffekte können so im voraus aufgedeckt werden. Sie helfen, das Systemverständnis zu verbessern, unterstützen bei der Identifizierung von Interventions- und Steuerungsmöglichkeiten, fördern das Denken in Alternativen und erleichtern Dialoge und Konsensfindung in Planungsprozessen (vgl. HERZOG 2002: 83; STRÄTER 1988: 430). Zu den **Nachteilen** zählt, dass Szenarienrechnungen, je nach dem untersuchten Problem, sehr zeitaufwendig sein können. Außerdem ist die Methode nicht wertfrei, da durch die Auswahl der untersuchten Entwicklungspfade die Anzahl der untersuchten Alternativen von vorn herein

beschränkt wird. Zusätzlich kann das Problem auftreten, dass bei der Definition der Szenarien wichtige Einflussparameter „vergessen“ werden (vgl. STRÄTER 1988: 431 f.).

7.1.3.2 Aussagefähigkeit der Ergebnisse der Szenarienrechnungen in MODAM

Für die Abbildung der ausgewählten Untersuchungsregion Prenzlau-West in MODAM wurde ein **Regionshofansatz** gewählt (vgl. Kap. 6). Bei der Simulation der Landnutzung überschätzt ein Regionshofmodell während der Optimierung die Flexibilität bei der Allokation der betrieblichen Ressourcen. ZANDER (2003: 132) schreibt zu diesem Problem: *„A regional farm typically includes all the resources of the farm within a region. This is a simple way to simulate farm activities for larger regions, but has the disadvantage that the regional farm will use resources more efficiently than several smaller farms”* (vgl. dazu BOS & VAN DE VEN 1999). Dies führt dazu, dass die mit dem Regionshofmodell kalkulierten betrieblichen Deckungsbeitragsverluste bei Einführung von Anbauverböten auf bestimmten gefährdeten Flächen für individuelle Betriebe erheblich höher ausfallen können, wenn sie einen außergewöhnlich hohen Anteil dieser gefährdeten Flächen bewirtschaften. Und bei der Vergabe von Prämien für bestimmte Maßnahmen in räumlich spezifizierten Vorranggebieten könnte ein Teil der individuellen Betriebe, die keine Flächen in diesen Gebieten bewirtschaften, prinzipiell nicht von der Prämienvergabe profitieren.

Die Modellierung der Landnutzung im Modellsystem MODAM basiert auf **Linearer Programmierung (LP)** (vgl. Kap. 3.2.4) Nach VAN HUYLENBROECK (2005) weisen LP-basierte Modelle jedoch die Schwäche auf, dass sie bei nur kleinen Abänderungen der Modellparameter, wie z.B. den Preisen, zu einem sprunghaften Lösungswechsel neigen, was häufig zur Überspezialisierung führt. Grund für die instabilen Lösungen ist, dass in der LP eine zu hohe Mobilität der Produktionsfaktoren und die beliebige Kombinierbarkeit aller Ressourcen unterstellt wird. Durch die Tendenz zur Überspezialisierung kann auch häufig die Basissituation im Status-quo-Szenario nicht exakt wiedergegeben werden (vgl. Kap. 6.3.1). In MODAM können diese Schwächen jedoch durch die große Anzahl an Produktionsaktivitäten, die um die Produktionsfaktoren konkurrieren und durch interne Lieferungen (z.B. Stroh, Futter, Wirtschaftsdünger) aneinander gebunden sind, abgemildert werden (SCHULER 2008). Dabei werden die Produktionsaktivitäten durch phytosanitäre und weitere Restriktionen auf die pflanzenbaulich sinnvollen Kombinationen beschränkt.

7.2 Zusammenführung und Diskussion der Ergebnisse anhand eines Bewertungsproblems

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse aus den Kapiteln 4, 5 und 6 anhand eines einfachen Bewertungsproblems mit mehreren beispielhaft ausgewählten Produktionsverfahren aus der MODAM-Datenbasis zusammengeführt und diskutiert.

Gegeben sei das folgende theoretische Bewertungsproblem: Die „nachhaltigste“ landwirtschaftliche Landnutzungsoption für eine bestimmte Standorteinheit ist zu ermitteln. Der betreffende Standort hat eine gute Bodenqualität (Ackerzahlklasse 50) und ist für drei der insgesamt zehn in dieser Arbeit betrachteten Indikatoren von Bedeutung. Aufgrund der Bodenverhältnisse und des geringen Grundwasserabstandes ist von einer höheren Nitrateintragsgefährdung ins Grundwasser

auszugehen. Weiterhin ist der Standort durch stark geneigte Flächenanteile wassererosionsgefährdet. Darüber hinaus liegt die Fläche zwischen Überwinterungs- und Bruthabitaten der Rotbauchunke. In den entsprechenden Migrationsperioden im Frühjahr und Herbst überwandern zahlreiche Tiere die Standorteinheit und sind durch die hier stattfindenden Bearbeitungsgänge potenziell gefährdet. Der Standort ist bedingt durch die gute Bodenqualität für den Anbau von Zuckerrüben geeignet. Der fiktive Landwirt hat für diese Kultur die Wahl, das Standardverfahren oder eine, an die drei für den Standort relevanten Umweltindikatoren angepasste, Anbaualternative anzuwenden. Er kann auf der Fläche auch eine andere Kultur als Zuckerrüben anbauen. Innerhalb der Fruchtfolge seien bspw. Speisekartoffel oder Winterrraps als weitere Blattfrüchte möglich. Im Extremfall könnte er die Fläche auch aus der Produktion nehmen und aus Umweltgesichtspunkten stilllegen. Tab. 64 zeigt für die verschiedenen Anbaualternativen, repräsentiert durch verschiedene Produktionsverfahren aus der MODAM-Datenbank, die Zielerreichungsgrade für die drei relevanten ökologischen Indikatoren (vgl. Kap. 4), den Deckungsbeitrag als ökonomischen Indikator (vgl. Kap. 3.2.2) sowie den berechneten Akzeptanzindex als sozialen Indikator (vgl. Kap. 5). Die Standardverfahren sollen dabei die gängige landwirtschaftliche Praxis widerspiegeln. Die an Umweltbelange angepassten umweltfreundlicheren Alternativverfahren für Zuckerrüben sowie die Flächenstilllegung entsprechen einigen der in der Akzeptanzerhebung abgefragten Umweltmaßnahmen (M1, M4, M6, M11 und M13, vgl. dazu Kap. 5, Tab. 57).

Tab. 64: Ökologische, ökonomische und soziale Bewertung der beispielhaft ausgewählten Produktionsverfahren aus MODAM

Nachhaltigkeitsdimension:			ökologisch			ökonomisch		sozial
Kultur ^{a)}	Beschreibung	Maßnahme ^{b)}	Zielerreichungsgrade ^{c)} = Ökologische Indizes			Deckungsbeitrag ^{d)} = Ökonomischer Index		Akzeptanzindex
			NO3	WaEro	Amph			
ZRU	Standard	-	0,226	0,134	0,137	799,89 €	0,700	0,800
	Pfluglos	M1	0,230	0,403	0,169	842,54 €	0,701	0,638
	Zwischenfrucht	M4	0,252	0,391	0,055	706,86 €	0,676	0,436
	Reduzierte Düngung	M6	0,539	0,355	0,120	416,67 €	0,604	0,584
	Terminverschiebung	M11	0,208	0,105	0,211	737,06 €	0,684	0,505
SKA	Standard	-	0,233	0,090	0,063	1946,78 €	0,987	0,800
WRA	Standard	-	0,286	0,492	0,222	435,49 €	0,609	0,800
STI	Stilllegung	M13	0,818	0,997	0,899	236,77 €	0,559	0,570

a) ZRU = Zuckerrübe, SKA = Speisekartoffel, WRA = Winterrraps, STI = Stilllegung

b) vgl. dazu Kap. 5, Tab. 57

c) NO3 = Nitrateintrag ins Grundwasser, WaEro = Bodenabtrag durch Wassererosion, Amph = Rotbauchunke (Amphibien)

d) Deckungsbeiträge des Basisszenarios (neue GAP-Reform 2003, vgl. Kap. 6, Tab. 61) zugrunde gelegt, zur Berechnung der Nachhaltigkeitsindizes wurden die Beträge in € auf eine Skala von 0-1 umskaliert

Alle Zuckerrübenverfahren sind hinsichtlich der drei ausgewählten ökologischen Indikatoren gemäß den berechneten Zielerreichungsgraden, den **ökologischen Indizes**, als eher ungünstig einzustufen (vgl. Kap. 4.2, 4.1 und 4.6). Hinsichtlich des Nitratintragsgefährdungsrisikos ins Grundwasser ist

das Verfahren mit reduzierter Düngung am günstigsten. Im Hinblick auf das Wassererosionsrisiko sind es die Verfahren mit pflugloser Bodenbearbeitung und Zwischenfruchtanbau und zur Reduktion des landnutzungsbedingten Gefährdungspotenzials für die Rotbauchunke ist es das Verfahren mit der Terminverschiebung. Auch die Standardverfahren für Speisekartoffel und Winterraps sind hinsichtlich der ökologischen Indikatoren als unterdurchschnittlich eingeschätzt. Allein Winterraps bietet aufgrund der besseren Bodenbedeckung einen relativ guten Schutz gegen Wassererosion. Das Stilllegungsverfahren schneidet bei allen drei ökologischen Indikatoren sehr gut ab.

Wirtschaftlich gesehen, liefert das Speisekartoffelverfahren die höchsten Deckungsbeiträge und erreicht damit den günstigsten **ökonomischen Index**, gefolgt vom pfluglosen Alternativverfahren bei Zuckerrüben aufgrund der eingesparten Arbeits- und Kraftstoffkosten. Ökonomisch am wenigsten interessant von den ausgewählten Verfahren ist die Prämie, die man für die Stilllegung erhält.

Für die Standardverfahren wurde ein relativ hoher **Akzeptanzindex** von 0,8 zugrunde gelegt, um zu verdeutlichen, dass diese in der Praxis vorrangig Anwendung finden⁶⁵. Für alle anderen Beispielf Verfahren wurden die in Kap. 5 berechneten Akzeptanzindizes übernommen (Tab. 60). Danach hat die pfluglose Anbauvariante von Zuckerrüben einen relativ hohen Akzeptanzindex. Auch die reduzierte Düngung und die Flächenstilllegung treffen auf vergleichsweise hohe Akzeptanz. Alle drei Maßnahmen sind mit der Einsparung von Treibstoffen bzw. Betriebsmitteln oder dem Wegfall von Arbeitsgängen verbunden. So findet bei der Flächenstilllegung generell nur eine Pflegemaßnahme statt. Die Akzeptanzindizes für die Terminverschiebung und den Anbau von Zwischenfrüchten sind demgegenüber vergleichsweise gering, da mit der Verschiebung des Schnittzeitpunktes oft eine signifikante qualitative Verschlechterung der Aufwüchse einhergeht und bei Zwischenfruchtanbau zusätzlich Kosten für Saatgut und ein höherer Zeitbedarf für den Saatvorgang entstehen.

Wird, basierend auf den ökologischen, ökonomischen und sozialen Indizes, für die drei Nachhaltigkeitsdimensionen für die Beispielf Verfahren aus Tab. 64 ein **Nachhaltigkeitsindex** berechnet, ergeben sich die in der folgenden Tabelle gelisteten Werte (Tab. 65). Der Nachhaltigkeitsindex wurde in zwei Varianten berechnet. Zum einen ein Index für „schwache“ Nachhaltigkeit und zum anderen ein Nachhaltigkeitsindex für „starke“ Nachhaltigkeit (vgl. dazu Kap. 2.1). Bei schwacher Nachhaltigkeit kann eine gute Bewertung in einer Nachhaltigkeitsdimension eine schlechte Einschätzung in einer oder beiden anderen ausgleichen. Bei starker Nachhaltigkeit ist keine Kompensation zwischen den drei Dimensionen möglich. Zur Berechnung der Nachhaltigkeitsindizes wurde ein gewichteter und kompensatorischer Operator verwendet (Kap. 3.3.1.1, Formel (3)). Die drei ökologischen Indikatoren wurden dazu gleichgewichtet zu einem ökologischen Index zusammengefasst, wobei keine Kompensation der ökologischen Ziele unterstellt wird.

⁶⁵ Ein Akzeptanzindex von 1 entspräche einer „idealen“ Maßnahme, die hinsichtlich aller Kriterien als vorteilhaft eingeschätzt würde. Es wird davon ausgegangen, dass eine solche Maßnahme nicht existiert und selbst die am meisten akzeptierte Maßnahme ihre Schwächen und damit einen Index kleiner 1 hat.

Tab. 65: Berechnete Nachhaltigkeitsindizes für schwache und starke Nachhaltigkeit der beispielhaft ausgewählten Produktionsverfahren aus MODAM

Kultur ^{a)}	Beschreibung	Maßnahme ^{b)}	ökologisch	ökonomisch	sozial	Nachhaltigkeitsindex	
						schwach (volle Kompensation)	stark (keine Kompensation)
ZRU	Standard	-	0,164	0,700	0,800	0,632	0,453
	Pfluglos	M1	0,254	0,710	0,638	0,574	0,488
	Zwischenfrucht	M4	0,179	0,676	0,436	0,471	0,377
	Reduzierte Düngung	M6	0,288	0,604	0,584	0,511	0,468
	Terminverschiebung	M11	0,169	0,684	0,505	0,496	0,390
SKA	Standard	-	0,112	0,987	0,800	0,871	0,449
WRA	Standard	-	0,318	0,609	0,800	0,624	0,538
STI	Stilllegung	M13	0,903	0,559	0,570	0,724	0,659

a) ZRU = Zuckerrübe, SKA = Speisekartoffel, WRA = Winterraps, STI = Stilllegung

b) vgl. dazu Kap. 5, Tab. 57

Grundsätzlich können bei voller Kompensation für schwache Nachhaltigkeit höhere Werte berechnet werden als bei starker Nachhaltigkeit, bei der keine Kompensation zwischen den Nachhaltigkeitsdimensionen möglich ist. Bei „eindimensionaler“ Betrachtungsweise wäre bei den Zuckerrübenverfahren aus ökologischer Sicht das Verfahren mit reduzierter Düngung oder das pfluglose Verfahren am vorteilhaftesten und aus ökonomischer wie auch sozialer Sicht wäre das Standardverfahren und das pfluglose Verfahren am günstigsten. Bei den Alternativverfahren Speisekartoffel, Winterraps und Stilllegung, wäre aus ökologischer Sicht klar die Flächenstilllegung, aus ökonomischer Sicht das Speisekartoffelverfahren und aus sozialer Sicht wären die Standardverfahren Speisekartoffel oder Winterraps zu bevorzugen.

Die drei Verfahren mit dem höchsten Indexwert für schwache Nachhaltigkeit sind die Standardverfahren für Zuckerrübe und Speisekartoffel sowie das Stilllegungsverfahren. Bei jedem der Verfahren wird die günstige Gesamteinschätzung durch einen einzelnen guten Indexwert in nur einer der drei Nachhaltigkeitsdimensionen erzielt: Bei dem Standardzuckerrübenverfahren in der sozialen Dimension, beim Standardspeisekartoffelverfahren in der ökonomischen Dimension durch den hohen Deckungsbeitrag und beim Stilllegungsverfahren durch die gute Einstufung in der ökologischen Dimension. Im Gegensatz dazu müssen bei starker Nachhaltigkeit in allen drei Nachhaltigkeitsdimensionen gleichzeitig relativ gute Einschätzungen vorliegen, um eine hohe Gesamteinschätzung zu erreichen. Hier schneiden das pfluglose Zuckerrübenverfahren, das Standardwinterrapsverfahren und das Stilllegungsverfahren am besten ab. Alle drei Verfahren leisten sowohl einen Beitrag hinsichtlich der drei ausgewählten ökologischen Indikatoren, liefern auch aus ökonomischer Sicht einen Beitrag und treffen auf Akzeptanz.

In einem nächsten Schritt wird der Einfluss verschiedener Politikinstrumente (vgl. Kap. 6.1) auf die Berechnung der Nachhaltigkeitsindizes in die Betrachtung einbezogen. Finanzpolitische Instrumente nehmen über die ökonomische Dimension Einfluss. So werden z.B. bestimmte Produktionsalternativen durch Prämienvergabe wirtschaftlicher. Als Beispiel soll das Zuckerrübenverfahren mit Terminverschiebung eine Umweltprämie in Höhe von 200 € erhalten, da dieses

Verfahren einen Beitrag zum Amphibienschutz leistet. Die Prämie wird auf den Deckungsbeitrag der entsprechenden Verfahren aufgeschlagen und die Nachhaltigkeitsindizes werden erneut berechnet (Tab. 66).

Tab. 66: Berechnete Nachhaltigkeitsindizes für schwache und starke Nachhaltigkeit des Zuckerrübenverfahrens mit Terminverschiebung bei Prämienvergabe

Kultur ^{a)}	Beschreibung	Maßnahme ^{b)}	ökologisch	ökonomisch	sozial	Nachhaltigkeitsindex	
						schwach (volle Kompensation)	stark (keine Kompensation)
ZRU	Terminverschiebung	M11	0,169	0,734	0,505	0,524	0,400

a) ZRU = Zuckerrübe

b) vgl. dazu Kap. 5, Tab. 57

Durch die Prämie verbessern sich der ökonomische Index des Verfahrens mit Terminverschiebung und damit auch die beiden Nachhaltigkeitsindizes. Während sich bei schwacher Nachhaltigkeit durch die Prämienvergabe eine deutliche Verbesserung des berechneten Indexwertes ergibt, sind die Veränderungen des Indexwertes für starke Nachhaltigkeit minimal, da die Indizes im ökologischen und sozialen Bereich weiterhin limitierend wirken.

Ordnungspolitische Instrumente wirken als externer Handlungsdruck zunächst auf das Verhalten der Landwirte. Auf lange Sicht, vorausgesetzt, die ordnungspolitische Maßnahme wird nicht nur widerwillig und gezwungenermaßen befolgt, sondern trifft bei einer breiten Mehrheit auf Akzeptanz und findet so Eingang in das soziale Wertesystem einer Gesellschaft (vgl. Kap. 2.2.2), würde sie sich im Akzeptanzindex widerspiegeln. Als Beispiel soll das pfluglose Zuckerrübenverfahren dienen. Wenn die pfluglose Bodenbearbeitung durch eine ordnungspolitische Vorgabe zunächst zur guten landwirtschaftlichen Praxis erklärt und schließlich als gängige Praxis akzeptiert und damit zum Standardverfahren würde, dann würde der Akzeptanzindex auf den für Standardverfahren angenommen Wert von 0,8 steigen. Tab. 67 zeigt die Auswirkungen auf die Berechnung der Nachhaltigkeitsindizes.

Tab. 67: Berechnete Nachhaltigkeitsindizes für schwache und starke Nachhaltigkeit des pfluglosen Zuckerrübenverfahrens als „gute landwirtschaftliche Praxis“

Kultur ^{a)}	Beschreibung	Maßnahme ^{b)}	ökologisch	ökonomisch	sozial	Nachhaltigkeitsindex	
						schwach (volle Kompensation)	stark (keine Kompensation)
ZRU	Pfluglos	M1	0,254	0,710	0,800	0,650	0,526

a) ZRU = Zuckerrübe

b) vgl. dazu Kap. 5, Tab. 57

Wie beim vorangegangenen Beispiel ergibt sich durch den veränderten Akzeptanzindex eine Verbesserung der Indexwerte für schwache Nachhaltigkeit und starke Nachhaltigkeit. In beiden Fällen erreicht das pfluglose Verfahren jetzt höhere Nachhaltigkeitsindizes als das ursprüngliche Standardverfahren, da es diesem bei jetzt gleichen bzw. ähnlichen Indizes im sozialen und

ökonomischen Bereich im ökologischen Bereich überlegen ist.

Die Ergebnisse zeigen, dass in Abhängigkeit von dem zugrunde gelegten Nachhaltigkeitskonzept, unterschiedliche Verfahren als vorteilhaft identifiziert werden. In den Beispielen wurde immer von einer Gleichgewichtung sowohl der ökologischen Einzelindikatoren untereinander als auch der ökologischen, ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeitsdimension ausgegangen. Es ist natürlich auch möglich, hier eine unterschiedliche Gewichtung zu wählen, bspw. wenn einzelne ökologische Zielsetzungen für einen bestimmten Standort von besonderer Bedeutung sind. Bei gegebenen Zielprioritäten, ausgedrückt als Gewichtung der einzelnen Indizes, lässt sich aus einer Grundmenge an Handlungsoptionen in Form der verschiedenen Produktionsverfahren, die Alternative herausfiltern, die den höchsten Zielbeitrag hat. Durch verschiedene Politikmaßnahmen unter Einsatz bestimmter finanz- und ordnungspolitischer Instrumente kann auf die Vorteilhaftigkeit der einzelnen Produktionsalternativen Einfluss genommen werden.

7.3 Diskussion des Gesamtansatzes der Arbeit

Die nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft bildet den Bewertungsrahmen für den gewählten Gesamtansatz der vorliegenden Arbeit. Der Ansatz setzt auf Verfahrensebene an und bewertet einzelne kulturartenbezogene Produktionsalternativen hinsichtlich verschiedener Indikatoren. Es werden Indikatoren aus allen drei Nachhaltigkeitsdimensionen – Ökologie, Ökonomie und Soziales – in die Bewertung einbezogen. Dies stellt das innovative Element der Arbeit dar. Denn bisher sind zur Bewertung von nachhaltiger Entwicklung in der Landwirtschaft v.a. Ansätze verfügbar, die nur eine oder zwei Nachhaltigkeitsdimensionen einbeziehen, wobei die soziale Dimension i.Allg. unberücksichtigt bleibt (u.a. ROEDENBECK 2004: 145). Ein „breiter“ bzw. „integrierter“ Ansatz, wie er in der vorliegenden Arbeit gewählt wurde, macht die Integration des Wissens mehrerer Wissenschaftsdisziplinen erforderlich. Der Ansatz stellt damit eine Verbindung zwischen natur-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlichem Wissen her. Ein entscheidender Vorteil eines integrierten Ansatzes ist, dass Wechselbeziehungen zwischen einzelnen Nachhaltigkeitszielen abgebildet werden können und Aussagen zu Zielkonvergenzen- bzw. -divergenzen möglich sind. So erlaubt der Ansatz die Identifikation der Produktionsverfahren, mit denen sich verschiedene Ziele gleichzeitig verfolgen lassen, wenn auch auf unterschiedlichem Niveau. Das Grundproblem bei der Bewertung ist, dass nicht zu allen Nachhaltigkeitsaspekten gesicherte Erkenntnisse vorliegen, weshalb gezwungenermaßen mit unsicheren Informationen umgegangen werden muss. Gerade hinsichtlich der komplexen Zusammenhänge und Wechselbeziehungen zwischen den unterschiedlichen Nachhaltigkeitsdimensionen bestehen jedoch Informationsdefizite (u.a. LEEUWIS 2004; OECD 1997).

Die gewählte Methodik mit regelbasierter Bewertung mittels Fuzzy-Logik bietet vor dem Hintergrund der multi-disziplinären Herangehensweise und der Notwendigkeit des Umgangs mit unsicheren Informationen zwei entscheidende Vorteile. Zum einen wird bei der Definition der Bewertungsalgorithmen in Alltagssprache kommuniziert, was den Austausch zwischen Wissenschaftlern verschiedener Disziplinen erleichtert, da keine Fachsprache verwendet werden muss. Die Methodik fungiert so als Brücke zwischen verschiedenen Disziplinen, die eine „Tauschzone des Wissens“ ermöglicht (vgl. HAAG & MATSCHONAT 2001). Zum anderen können auch unsichere

Daten verarbeitet werden. Wo viele Ansätze, die sich mit Nachhaltigkeit befassen, dort aufhören müssen, wo keine harten Daten mehr verfügbar sind, erlauben Fuzzy-Logik-basierte Ansätze auch den Umgang mit „Nicht-Wissen“ (vgl. HAAG & MATSCHONAT 2001).

Des Weiteren untersucht der Ansatz die Möglichkeiten, von politischer Seite durch den Einsatz von Politikinstrumenten auf die vermehrte Umsetzung von Produktionsverfahren, denen ein höherer Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft unterstellt wird, steuernd einzuwirken. Die Auswirkungen finanz- und ordnungspolitischer Instrumente auf verschiedene Indikatoren wurden in Politikscenarien untersucht und im Hinblick auf ihre ökologische Wirksamkeit, Kosten sowie Zielkonvergenzen und -divergenzen miteinander verglichen. Damit liefert der Ansatz auch Ergebnisse, wie sie im Rahmen eines „Impact assessments“ verschiedener Politikoptionen benötigt werden (vgl. dazu SEC 2005: 4).

Zusammenfassend können zum Gesamtansatz die folgenden Punkte festgehalten werden. Der Gesamtansatz:

- liefert eine indikatorenbasierte Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren, wobei Indikatoren aus allen drei Nachhaltigkeitsdimensionen einbezogen werden,
- bezieht unsicheres Wissen in die Bewertung ein und „konserviert“ Expertenwissen in regelbasierten Bewertungsalgorithmen,
- führt Wissen aus verschiedenen Wissenschaftsdiziplinen zusammen,
- generiert i.d.R. einen dimensionslosen Index, der die relative Vorzüglichkeit eines Produktionsverfahrens hinsichtlich einer indikatorbezogenen Zielstellung angibt,
- ermöglicht Aussagen zu Zielkongruenzen und –divergenzen,
- erlaubt eine integrierte Bewertung von Politikscenarien.

Die in der vorliegenden Arbeit dargestellten Modelle beschreiben den Stand des Bewertungsansatzes für die Bedingungen und ausgewählten Indikatoren in der Modellregion Prenzlau-West. Der Bewertungsansatz wurde bereits bzw. wird gegenwärtig in weiteren Projekten und für weitere Modellregionen eingesetzt (vgl. Kap. 3.2.6, Tab. 12). Dazu wurden bereits Anpassungen vorgenommen und neue Indikatoren berücksichtigt. Eine Weiterentwicklung des Ansatzes ist geplant. Diese umfasst u.a. die Einbeziehung zusätzlicher ökologischer Indikatoren, u.a. aus dem Bereich Atmosphäre (z.B. Treibhausgasemissionen) und Boden (z.B. Bodenverdichtung, Gehalt an organischer Bodensubstanz) sowie die Umsetzung einer standortabhängigen Bewertung für weitere Indikatoren. Ebenfalls vorgesehen ist die Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten in der Bewertung. Eine kontinuierliche Pflege und Aktualisierung der Datensammlungen und Bewertungsmodule bei Erkenntnisgewinn ist vorgesehen. Durch den modularen Aufbau des Ansatzes ist die Integration neuen Wissens und die Einfügung weiterer Bewertungsmodelle leicht möglich.

8 Zusammenfassung

Problemstellung

Initiiert durch die Politiken der Vergangenheit kam es ab Mitte des letzten Jahrhunderts zu einer Intensivierung in der landwirtschaftlichen Produktion, was mit erheblichen negativen Umweltwirkungen einherging. Die steigende Umweltbelastung durch die intensive Produktion führte dazu, dass die Landwirtschaft gesellschaftlich in zunehmenden Maße kritisch gesehen wurde. Diese Entwicklungen unterstützten ein Umdenken in der Ausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik innerhalb der Europäischen Union. Leitbild der neuen Agrarpolitik ist nunmehr eine „nachhaltige Landwirtschaft“, die zugleich ökonomisch tragfähig, sozial verträglich und umweltgerecht sein soll. Dieses Leitbild ist politisch und gesellschaftlich anerkannt. Es gibt jedoch noch Klärungsbedarf, wie eine solche nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft aussehen sollte. Insbesondere fehlt es an integrierten Bewertungsansätzen, die alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit, die ökologische, ökonomische und soziale, einbeziehen. Ein Grundproblem bleibt dabei die unsichere Datenbasis, denn gerade im Bereich Landwirtschaft muss mit komplexen Beziehungen zwischen technischen, ökologischen, ökonomischen und sozialen Systemen umgegangen werden, über die nicht immer sicheres Wissen und belastbare Daten vorhanden sind.

Zielsetzung

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist es, das Konzept der nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft für eine ausgewählte Untersuchungsregion zu operationalisieren und einen integrierten Bewertungsansatz zu entwickeln, der alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen einbezieht. Die mehrdimensionale Betrachtung erlaubt die Untersuchung der Wechselbeziehungen zwischen den Zielen der einzelnen Dimensionen. Es werden Indikatoren aus allen drei Nachhaltigkeitsbereichen ausgewählt, wobei der Schwerpunkt auf der ökologischen Dimension liegt. Grundlage für die Bewertung des Beitrags zur nachhaltigen Entwicklung stellen einzelne pflanzenbauliche Produktionsverfahren dar. Die Gesamtheit der Produktionsverfahren soll dabei die Handlungsoptionen des Landwirts reflektieren. Grundlegende Annahme ist es, dass jedes Produktionsverfahren mit unterschiedlichen Umwelteffekten einhergeht, unterschiedlich hohe Erlöse liefert, und aufgrund seiner Charakteristika auf unterschiedlich hohe soziale Akzeptanz bei der praktischen Umsetzung durch Landwirte trifft. Zusätzlich wird der Entscheidungsraum des Landwirts durch die Rahmenbedingungen, u.a. die agrarpolitischen, beeinflusst und eingeschränkt. In der Arbeit werden daher die folgenden Fragestellungen in Bezug auf eine nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft bearbeitet: 1. Wie können pflanzenbauliche Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer Wirkung auf ausgewählte abiotische und biotische ökologische Indikatoren bewertet werden? 2. Wie sind die einzelnen Produktionsverfahren

ökonomisch zu bewerten? 3. Welche Akzeptanz für die Umsetzung umweltfreundlicherer Produktionsverfahren besteht bei Landwirten? 4. Wie kann die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsalternativen durch Politikinstrumente gefördert werden?

Methodik

Zur Untersuchung der einzelnen Fragestellungen wird ein Methodenmix angewendet. Fragestellung 1, 2 und 4 werden mit einem Modellierungsansatz untersucht, zur Bearbeitung von Fragestellung 3 wird eine Befragung durchgeführt. Für die Modellierung wird das Modellsystem MODAM (Multi-Objective Decision Support System for Agro-ecosystem Management) eingesetzt. Bewertungsgrundlage stellen die in MODAM beschriebenen Produktionsverfahren des integrierten und organischen Landbaus dar. Schwerpunkt der Arbeit ist die Entwicklung eines modellgestützten Bewertungsansatzes zur Abschätzung ökologischer Effekte pflanzenbaulicher Produktionsverfahren auf ausgewählte abiotische und biotische Indikatoren. Insgesamt wurden zehn ökologische Indikatoren ausgewählt: für den abiotischen Bereich Wassererosion, Nitrateintrag ins Grundwasser, Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer, Pestizideinträge in Grund- und Oberflächenwasser sowie Grundwasserneubildung und für den biotischen Bereich die Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Habitatqualität von Rotbauchunke (Amphibien), Feldlerche (Feldvögel), Feldhase (Säugetiere), Schwebfliege (Nutzinsekten) und der Segetalflora (Primärproduzenten). Da über die Wechselbeziehungen zwischen landwirtschaftlichen Managementmaßnahmen und ihren Umwelteffekten oft nur unsichere Informationen vorliegen, wird ein Fuzzy-Logik-basierter Modellansatz gewählt, der die Einbeziehung unsicheren Wissens und Expertenwissens erlaubt. Der Bewertungsansatz wird als integrativer Bestandteil des Modellsystems MODAM angelegt. Dadurch stehen auch ökonomische Indikatoren aus MODAM, wie der Deckungsbeitrag je Verfahren, zur Verfügung. Als sozialer Indikator wird die Akzeptanz von Landwirten für die vermehrte Umsetzung der als umweltfreundlicher bewerteten Verfahren berücksichtigt. Zur Untersuchung dieses Indikators wird eine Befragung bei Landwirten durchgeführt. Weiterhin wird untersucht, wie durch den Einsatz verschiedener Politikinstrumente die Umsetzung umweltfreundlicherer Produktionsverfahren möglichst kosteneffizient gefördert werden kann. Dazu werden verschiedene politische Szenarienrechnungen mit dem Modellsystem MODAM durchgeführt. Alle Fragestellungen werden anhand einer beispielhaft ausgewählten Modellregion bearbeitet, die stark durch die landwirtschaftliche Landnutzung geprägt ist, die Region „Prenzlau-West“ in der nördlichen Uckermark im Land Brandenburg. Der Bewertungsansatz ist jedoch prinzipiell auch für andere Regionen anwendbar. Als Ergebnis der Bewertung wird die Eignung der Produktionsverfahren hinsichtlich der verschiedenen Indikatoren anhand von, i.d.R. dimensionslosen, Indizes in einem Wertebereich von 0 bis 1 abgebildet.

In der ökologischen Bewertung schneiden bei genereller Betrachtung insbesondere die Stilllegungen positiv ab. Der mehrjährige Anbau von Futterleguminosen erhält ebenfalls gute Einschätzungen, gefolgt von Körnerleguminosen, Getreide und Grünland. Die Blatt- und Ölfrüchte erhalten die schlechtesten Einstufungen, da diese Kulturgruppe mit Winterraps, Silomais, Speisekartoffel und Zuckerrübe die Kulturen mit hoher Düngungs- und Pflanzenschutzmittelintensität enthält. Durch die Wahl geeigneter Anbaualternativen können für einzelne Kulturen erhebliche Verbesserungen im Zielbeitrag gegenüber dem in der Praxis üblichen Standardverfahren erreicht werden. So sind bspw. Anbauvarianten mit pflugloser Bodenbearbeitung, Untersaaten oder Zwischenfrüchten gut geeignet, das Wassererosionsrisiko zu vermindern. Und durch Terminverschiebungen, wie späte Mahdmaßnahmen, kann das Verletzungs- und Tötungsrisiko für biotische Indikatoren gesenkt werden. Im Vergleich erhalten die Verfahren im organischen Landbau gegenüber denen des integrierten Landbaus bessere Einschätzung für die meisten der Indikatoren, insbesondere die biotischen. Im Hinblick auf Zielkonvergenzen bzw. -divergenzen ergeben sich bei den biotischen Indikatoren hoch positive Korrelationen. Ebenfalls hoch positiv korrelieren die auf die Gewässerqualität bezogenen Indikatoren. Grundwasserneubildung ist mit allen anderen Indikatoren negativ korreliert, insbesondere dem Indikator Wassererosion, da alle Maßnahmen die auf eine verbesserte Bodenbedeckung abzielen, eine verringerte Grundwasserneubildung bedingen.

Die Akzeptanzerhebung zur Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsmaßnahmen in der Untersuchungsregion ergab, dass auf den Betrieben bereits eine Vielzahl von umweltrelevanten Maßnahmen umgesetzt werden. Maßnahmen zum Bodenschutz sind den Landwirten dabei besonders wichtig. Die Akzeptanz der Maßnahmen hängt dabei in abnehmender Reihenfolge ihrer Wichtigkeit von den folgenden Faktoren ab: Risiken, Wirksamkeit, Kosten, Kompatibilität und Integrierbarkeit, Zeitbedarf, Aufwand und Ausprobierbarkeit sowie Anspruch und Komplexität. Bei den abgefragten Maßnahmen war die Akzeptanz der Landwirte für Mulch- und Direktsaatverfahren, pfluglose Bodenbearbeitung, Zusammenlegung von Arbeitsgängen sowie Aufwandreduzierung bei Düngemitteln am höchsten. Bei diesen Maßnahmen lassen sich wirtschaftliche und soziale Interessen mit ökologischen Zielsetzungen vereinbaren. Die geringste Akzeptanz bestand für den Anbau von Untersaaten und Zwischenfrüchten sowie Maßnahmen zur Ertragskartierung. Untersaaten und Zwischenfrüchte erfordern zusätzliche Arbeitsgänge und ihre Etablierung ist unter den gegebenen klimatischen Bedingungen nicht immer gesichert. Die Ertragskartierung wird zwar als hoch effektive, aber auch sehr teure und zeitaufwändige Maßnahme eingeschätzt.

Die Szenarienrechnungen zur Untersuchung der Fragestellung, mit welchen Politikinstrumenten die Umsetzung umweltfreundlicher Produktionsverfahren gefördert werden kann, wurde beispielhaft für den Indikator Wassererosion vorgenommen.

Untersucht wurde der Einfluss von ordnungs- und finanzpolitischen Politikinstrumenten (Verbote vs. Prämien) auf die landwirtschaftliche Flächennutzung und die Umsetzung umweltrelevanter Maßnahmen. Über ordnungspolitische Instrumente umgesetzte Anbauverbote für kritische Reihenkulturen auf erosionsgefährdeten Flächen wurden als kosteneffektiver bewertet als die Vergabe von Prämien für erosionsmindernde Maßnahmen als finanzpolitisches Instrument. Mitnahmeeffekte führen hier zu einer geringeren Kosteneffizienz, da Prämien für Maßnahmen vergeben werden, die auch ohne Förderung in gewissen Umfang bereits in der Basislösung umgesetzt werden, wie bspw. pfluglose Bodenbearbeitung, die als arbeitsextensives und treibstoffsparendes Verfahren wirtschaftlich ohnehin interessant ist. Wird die Prämienvergabe auf Vorranggebiete mit hoher Erosionsgefährdung beschränkt, kann eine höhere Kosteneffizienz erreicht werden. In Abhängigkeit von Zielkongruenzen bzw. -konvergenzen mit weiteren Indikatoren führt die Optimierung der Landnutzung zur Verminderung des potenziellen Wassererosionsrisikos durch den gezielten Einsatz der verschiedenen Instrumente zu positiven (z.B. Amphibienschutz) und auch negativen Effekten (z.B. Grundwasserneubildung) für andere Indikatoren.

Wird, basierend auf der ökologischen Bewertung und Einschätzung der Akzeptanz einzelner Produktionsverfahren unter Einbeziehung der Deckungsbeiträge ein Gesamtindex für „Nachhaltigkeit“ berechnet, werden in Abhängigkeit vom zugrunde gelegten Nachhaltigkeitskonzept („starke“ vs. „schwache“ Nachhaltigkeit) unterschiedliche Verfahren als vorteilhaft identifiziert.

Insgesamt liefert der Bewertungsansatz ein methodisches Werkzeug, das im Bereich der Modellierung zu Fragestellungen der Mehrzieloptimierung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung Anwendung finden soll. Die Ergebnisse können als Diskussionsgrundlage und Entscheidungsunterstützung für die Wissenschaft und die Agrar- und Umweltpolitik Verwendung finden. Der Neuigkeitswert liegt in der Entwicklung eines integrativen Bewertungsansatzes unter Einbeziehung unsicheren Wissens: ökologische, ökonomische und soziale Aspekte fließen in die Bewertung ein. Zielkongruenzen und -konvergenzen werden so explizit gemacht. Die Szenarienrechnungen zeigen, durch welche politischen Instrumente die nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft gefördert werden kann und welche Politikinstrumente eine höhere Kosteneffizienz ermöglichen.

9 Summary

Background

Triggered by the political developments in the second half of the last century, an intensification in agricultural production took place, which partially went along with detrimental environmental effects. These negative side-effects of intensive agriculture raised environmental awareness in society and led to a more critical attitude towards the agricultural sector. These developments helped to rethink and rearrange the Common Agricultural Policy of the European Union, which now follows the overall concept of sustainable development, implying that agriculture should be economically viable, socially acceptable and environmentally friendly at the same time. However, integrated approaches addressing all three dimensions of sustainability, the ecological, economic, and social one, are still missing. Thereby, one basic problem lies in the insufficient data basis, as especially in agriculture interdependencies between technological, ecological, economic and social systems are complex and reliable data and certain knowledge often are not available.

Objectives

The aim of this study is to exemplarily operationalise the overall concept of sustainable development in agriculture for a chosen case study region by developing an integrated approach taking into account all three dimensions of sustainability. The multi-dimensional notion enables to examine the interactions between different objectives within and between the single dimensions. The approach is indicator-based and includes indicators from all three dimensions into the assessment, but the focus being on the ecological dimension. The database for the assessment procedure are single agricultural production practices where the overall number of defined production practices should reflect farmers' scope of action. Thereby, the basic assumption is that in dependency on the farmers' choice of production activities different environmental, economic and social implications will occur. Additionally, farmers' decision space is affected and constricted by the policy settings.

The study addresses the following research questions with respect to sustainable development in agriculture: 1. How can agricultural production practices be assessed regarding their effects on certain abiotic and biotic ecological indicators? 2. How can the different production activities be evaluated in economic terms? 3. What degree of social acceptance do more environmentally friendly production options have from the farmers' points of view? 4. How can the implementation of more environmentally sound production practices be enhanced by suitable policy instruments?

Methods

For the investigation of the four research questions a method mix is applied. In order to address research questions 1, 2 and 4, a modelling approach is chosen. To deal with research question 3, a survey is done. For the modelling purpose, the model system MODAM (Multi-Objective Decision Support System for Agro-ecosystem Management) is employed. Database for the assessment are the high number of production alternatives that are described in MODAM for organic and integrated farming. The main focus of the study is on the development of a model-based approach to assess the ecological implications of different production alternatives on a set of abiotic and biotic indicators. Altogether, 10 indicators are taken into consideration. In order to cover the abiotic domain, risk of water erosion, nitrate leaching to groundwater, nutrient entries into surface water, pesticide pollution of ground and surface water and groundwater recharge potential have been singled out. To address the biotic area, the land use related effects of agriculture on the habitat quality of red belly toad (amphibians), skylark (field breeding birds), field hare (mammals), hover fly (beneficial insect) and wild flora (primary producers) have been assessed. As the information about the interdependencies between agricultural management activities and their environmental impacts often is uncertain and incomplete, a fuzzy-logic-based modelling approach was chosen, which allows for the integration of uncertain knowledge and expert judgements. The ecological assessment approach is built as an integral component of the modelling system MODAM. Thus, also the economic indicators of MODAM such as calculated gross margin per production practice become available for the assessment. Farmers' acceptance for the implementation of those production options that have been assessed to be more environmentally friendly is considered as a social indicator. For this purpose, a study of acceptance among farmers is conducted. Furthermore, the cost-effectiveness and suitability of different policy instruments to enhance practical use of more environmentally friendly production alternatives is evaluated. To do so, a set of scenario calculations is performed within the modelling system MODAM. All research questions are exemplified for a case study region "Prenzlau-West", located in the Uckermark region in the state of Brandenburg. The region is representing an area that is dominated by agricultural production but also holds a substantial share of land characterised by its high nature value that is protected by law. In principle, the developed approach can be applied to other regions as well. Generally, the outcome of the assessment procedure is a dimensionless index value ranging between zero and one. The closer the value is to one, the higher is the suitability of a production practice in regard to an abiotic or biotic indicator.

Results and Discussion

Highest scores for the ecological performance are given to set aside, forage and grain legumes, cereals and permanent grassland. Row crops and oil seeds like silage maize, potato, sugar beet, sunflower and winter rape are assessed to be less beneficial due to high fertiliser and pesticide intensities. By opting for more suitable production alternatives considerably better ratings can be achieved per crop, compared to the standard variant most prevalent in agricultural practice. For instance, production alternatives with reduced tillage, undersown crops or intercrops are very effective in reducing the risk of soil losses due to water erosion. Postponement of critical operations, such as cutting, can be helpful in reducing the risk of injuries or killing for biotic indicators in their most sensitive periods.

In comparison to integrated production practices, the production alternatives defined for organic farming are achieving better scores for most indicators, but especially for the biotic ones.

In terms of goal congruence and goal convergence most biotic indicators are positively correlated. This is also true for the indicators dealing with water quality. By contrast, groundwater recharge potential is negatively correlated to most other indicators, but particularly water erosion risk. This is because most measures aiming to improve soil coverage, e.g. by introducing catch crops, are diminishing groundwater proliferation due to higher transpiration and thus lower infiltration rates.

The study of acceptance referring to the implementation of more environmentally sound production variants in the chosen case study region revealed that a multitude of such production alternatives is already implemented on the farms. Thereby, soil conservation measures are the most important ones from the viewpoint of the farmers. The acceptance is influenced, in sequence of decreasing importance, by the following factors: risk, effectiveness, costs, compatibility, time need, trialability, and complexity. Acceptance for implementation was highest for mulch and direct seeding, reduced tillage, combination of operations as well as reduction of fertiliser input. For all these measures economic and social interests could be combined with ecological objectives.

Social acceptance was low with respect to undersown crops, intercrops and yield mapping. Undersown crops and intercrops require an additional sowing operation, are not always successful and fail under unfavourable climatic conditions such as shortage of rainfall. Although yield mapping is assessed to be highly effective, it is at the same time judged to be also a very expensive measure. Furthermore, interpretation of yield maps is time-consuming according to the farmers' opinion.

Scenario calculations to investigate how uptake of more environmentally friendly measures can be increased by means of policy instruments were exemplarily done for the water erosion risk indicator. For the scenarios the effects of regulatory instruments (laws and regulations) as well as financial incentives (premiums) on

agricultural land use and implementation of conservation measures were taken into consideration. Regulatory instruments implying prohibition to grow row crops on sites sensitive to water erosion were evaluated to be more cost-effective in comparison to the granting of premiums for measures that help to reduce the risk of water erosion as a financial incentive. Here, windfall gains lead to a lower cost-efficiency as premiums were also paid for certain conservation measures which were already implemented in the basis scenario where no erosion specific payments were given to the farmers. In the first place, this concerned reduced tillage, a measure that is known to be helpful in reducing costs for fuel and labour input. If allocation of premiums is restricted to designated areas highly sensible to water erosion, a higher cost-efficiency can be reached. In dependency on goal congruence and goal convergence to other environmental indicators, the optimisation of the agricultural land use in order to reduce the risk of water erosion by introducing different policy instruments was linked to positive (e.g. in regard to amphibians) or negative effects (e.g. in regard to groundwater proliferation) for other indicators.

In order to combine all three dimensions, based upon the ecological assessment, the social acceptance and the gross margin calculations for the production alternatives, an index of sustainability is generated. Dependent upon the underlying concept of “strong” or “weak” sustainability, different production practices are identified as the most sustainable ones.

Overall, the developed approach provides a modelling tool, which can be used to identify production alternatives that fit several goals in different sustainability dimensions and thus can contribute to sustainable development in agriculture. The results can serve as a basis for discussion and provide decision support for scientific issues and/or the adaptation of agricultural and environmental policies dealing with sustainable development in agriculture. The integrative approach, which takes into account ecological, economic and social aspects of sustainability likewise, constitutes the innovative element of the study. In this way, congruence and convergence of goals can be made explicit. By introducing sources of uncertain and expert knowledge into the approach, best use is made of the available information. The scenario calculations show, which policy instruments can be employed to guide developments towards sustainability in a most cost-effective way.

10 Quellenangaben

- AACHENER STIFTUNG KATHY BEYS. 2008. Lexikon der Nachhaltigkeit. Internet: <http://nachhaltigkeit.aachener-stiftung.de> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- AHRENS, H., C. LIPPERT & M. RITTERSHOFER. 2000. Überlegungen zu Umwelt- und Einkommenswirkungen von Agrarumweltprogrammen von VO (EWG) Nr. 2078/92 in der Landwirtschaft. *Agrarwirtschaft* 49: 99-115.
- AHRENS, M. 2001. Der Feldhase - *Lepus europaeus* (PALLAS 1778). Internet: <http://www.zalf.de/grano/lip/natur/tiere/feldhase/feldhase.htm> (letzter Zugriff: 12.04.2001)
- AHRENS, M. & J. GORETZKI. 2001. Langohr leicht im Plus. *Unsere Jagd* 1: 32-35.
- AJZEN, I. 1988. *Attitudes, Personality and Behaviour* (Mapping Social Psychology). Open University Press: 1-176.
- AJZEN, I. & M. FISHBEIN. 1980. *Understanding Attitudes and Predicting Social Behaviour*. Prentice Hall. 1-278.
- ALBRECHT, H. 1974. Die Verbreitung von Neuerungen - Der Diffusionsprozess. *Der Förderdienst - Zeitschrift für Lehr- und Beratungskräfte* 22: 33-40.
- ALLAIRE, G. & J. BOIFFIN. 2004. Innovation and Development: Intensification/Disintensification Paradigms - Reflections from French Experience. (Pre)Proceedings of the Sixth European IFSA Symposium, 4-7 April, Vila Real, Portugal Vol. II: 517-525.
- ANONYM. 1995. Engpaß im Sommer. Wie Göttinger Feldhasen auf die Landbewirtschaftung reagieren - Fünf Jahre Hasentelemetrie auf dem Versuchsgut Reinshof. *Niedersächsischer Jäger* 3: 136-137.
- ANONYM. 2004. Rote Liste Deutschland - Amphibien (Lurche). Internet: <http://www.saxonet.de/amphibia/amphi-roteliste.html> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- ARLT, K., W. HILBIG & H. ILLIG. 1991. *Ackerunkräuter, Ackerwildkräuter*. Die neue Brehm Bücherei, 1. Auflage. Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen Verlag. 1-160.
- ARZT, K., E. BARANEK, C. BERG, K. HAGEDORN, J. LEPINAT, K. P. MÜLLER, J. PETERS, T. SCHATZ, C. SCHLEYER, R. SCHMIDT, J. SCHULER & I. VOLKMANN. 2002. Projektbereich 1: Dezentrale Bewertungs- und Koordinationsmechanismen. 29-96, in: K. MÜLLER, V. TOUSSAINT, H.-R. BORK, K. HAGEDORN, J. KERN, U. J. NAGEL, J. PETERS, R. SCHMIDT, T. WEITH, A. WERNER, A. DOSCH & A. PIORR [Hrsg.]. *Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung. Neue Wege kooperativen Handelns*. Weikersheim: Margraf.
- ARZT, K., E. BARANEK, J. EGGERS, U. FISCHER-ZUJKOW, J. GEWALTER, K. HAGEDORN, K. P. MÜLLER, U. PETERS, R. SCHMIDT, J. SCHULER, S. TEIGELER & H.-P. WEIKARD. 2000. Projektbereich 1: Dezentrale Bewertungs- und Koordinationsmechanismen. 21-45, in: K. MÜLLER, H.-R. BORK, A. DOSCH, K. HAGEDORN, J. KERN, J. PETERS, H.-G. PETERSEN, U. J. NAGEL, T. SCHATZ, R. SCHMIDT, V. TOUSSAINT, T. WEITH, A. WERNER & A. WOTKE [Hrsg.]. *Nachhaltige Landnutzung im Konsens - Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte Nutzung der Agrarlandschaften in Nordostdeutschland*. Gießen: Focus Verlag.
- ASSHOFF, M. 2002. *Hybride und unscharfe Methoden der Wissensverarbeitung in einem Expertensystem zum Feuchtgrünlandmanagement*.
- AUERSWALD, K. 1993. *Bodeneigenschaften und Bodenerosion. Relief Boden Paläoklima*, Bd. 8.
- AUHAGEN, A. 1993. *Ökologische Ressourcenplanung Berlin und Umland. Planungsgrundlagen. Erläuterungstexte zu den Karten*. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Ökologische Demonstrationsvorhaben. Forschungsbericht 10902043/1-16, UBA-FB 90-051.
- AUTSCH, J.-F. 1992. *Wirkungen und Akzeptanzen von landwirtschaftlichen Förderungsprogrammen mit umweltgerechter Zielsetzung - dargestellt an einem Beispiel im Saarland*. Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften der Justus-Liebig-Universität Gießen. 1-232.
- BACH, M., A. HUBER, H. G. FREDE, V. MOHAUPT & N. ZULLEI-SEIBERT. 2000. *Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands*. UBA Berichte 3: 1-273.

- BACHINGER, J. 2000 (pers. Mit.). Berechnung des symbiontisch fixierten Stickstoffs für Leguminosen. Persönliches Gespräch vom 06.12.2000. ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Müncheberg
- BACHINGER, J., J. HUFNAGEL, R. ROTH, C. SATTLER, U. STACHOW & P. ZANDER. 2002. Beurteilung der Lebensraumqualität von Ackerflächen. ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg. Zwischenbericht zum Projekt "Beurteilung der Lebensraumqualität von Ackerhabitaten für wildlebende Arten", Bestandteil des bundesweiten Verbundprojektes "Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion", UBA/BfN, im Auftrag von BMVEL und BMU, Träger: Universität Bonn, Institut für Organischen Landbau, 1-31.
- BACHINGER, J., K. STEIN-BACHINGER, R. VÖGEL & A. WERNER. 2004. Guide for On-Farm Experiments By Organic Farmers. 47-48, in: R. KRELL & R. ZANOLI [Hrsg.]. Research Methodologies in organic Farming: On-Farm Participatory Research. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- BACHINGER, J. & P. ZANDER. 2003. Planungswerkzeuge zur Optimierung der Stickstoffversorgung in Anbausystemen des Ökologischen Anbaus - Standort- und vorfruchtabhängige Kalkulation der N-Salden von Anbauverfahren. Landbauforschung Völkenrode SH 259: 21-30.
- BACHINGER, J. & P. ZANDER. 2007. ROTOR, a tool for generating and evaluating crop rotations for organic farming systems. European Journal of Agronomy 26: 130-143.
- BAEUMER, K. 1992. Allgemeiner Pflanzenbau. 3. Auflage. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag. 1-544.
- BAEUMER, K. 1981. Erosionsschutz im Ackerbau durch reduzierte Bodenbearbeitung. Berichte über Landwirtschaft SH 197: 34-42.
- BAILEY, T. C. & A. C. GATRELL. 1995. Interactive Spatial Data Analysis. Second Edition. Longman.
- BARGAR, B., J. B. SWAN & D. JAYNES. 1999. Soil Water Recharge under Uncropped Ridges and Furrows. Soil Science Society of America Journal 63: 1290-1299.
- BARKUSKY, D. 1990a. Schutz vor Wassererosion im Silomais durch Zwischen- und Untersaaten. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde. 34: 385-391.
- BARKUSKY, D. 1990b. Schutz vor Wassererosion im Silomaisanbau durch pfluglose Bodenbearbeitung im Norden der DDR. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 34: 375-384.
- BARNES, R. F. W., S. C. TAPPER & J. WILLIAMS. 1983. Use of pastures by brown hares. Journal of Applied Ecology 20: 179-185.
- BASEDOW, T. 1989. Die Populationsdichte der Getreideblattläuse und ihrer Antagonisten auf unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Getreidefeldern in Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 7: 600-607.
- BASTIAN, M. 2005. Pflanzenbauliche Aspekte extensiver Nutzung. 153-172, in: U. HAMPICKE, B. LITTERSKI & W. WICHTMANN [Hrsg.]. Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin, Heidelberg: Springer.
- BASTIAN, O. & M. RÖDER. 1999. Analyse und Bewertung anthropogen bedingter Landschaftsveränderungen anhand von zwei Beispielsgebieten des sächsischen Hügellandes. 75-149, in: G. HAASE [Hrsg.]. Beiträge zur Landschaftsanalyse. Stuttgart, Leipzig, Hirzel: Verlag der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig.
- BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT. 2002. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3., überarbeitete Fassung, 08.05.2002.
- BBGNATSchG. 2004. Gesetz über den Naturschutz und die Landschaftspflege im Land Brandenburg (Brandenburgisches Naturschutzgesetz – BbgNatSchG). Internet: <http://www.mlur.brandenburg.de/cms/media.php/2318/bbgnatschg.pdf> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- BBODSchG. 1998. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17.03.1998, zuletzt geändert am 9.12.2004. Internet: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschg/gesamt.pdf#search=%22BBodSchG%22> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- BEHRENDT, H., D. OPITZ, O. SCHMOLL & W.-G. PAGENKOPF. 2002. Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg. LUA (Landesumweltamt Brandenburg). Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Bd. 68.

- BELLETTI, G., G. BRUNORI, A. MARESCOTTI & A. ROSSI. 2002. Individual and collective levels in multifunctional agriculture. Internet: <http://www.gis-syal.agropolis.fr/Syal2002/FR/Atelier%205/BELLETTI%20MARESCOTTI.pdf> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- BERGER, G. 2003 (pers. Mit.). Gefährdung von Amphibien (insbesondere der Rotbauchunke) durch die Landwirtschaft. Persönliches Gespräch, 02.10.2003, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Müncheberg.
- BERGER, G. & S. DÜRR. 2000 (pers. Mit.). Amphibien in der Agrarlandschaft. Persönliches Gespräch, 18.09.2000, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Müncheberg.
- BERGER, G., S. DÜRR & H. KRETSCHMER. 1997. Integration von Zielen des Biotop- und Artenschutzes in ackerbauliche Nutzungssysteme am Beispiel von Amphibien. 81-97, in: Strukturwandel der Landnutzung, Eberswalder wissenschaftliche Schriften, Bd. 3, Tagungsbericht vom 15. und 16. Oktober 1997. Eberswalde.
- BERGER, G., H. KÄCHELE & C. HENNING. 1999a. Naturschutz, der nichts kostet. Neue Landwirtschaft 8: 22-25.
- BERGER, G. & H. KRETSCHMER. 1997. Risikopotentiale landwirtschaftlicher Bewirtschaftung für Amphibien im Agrarraum - Eine raum-zeitliche Betrachtung. Ökologische Hefte, Humboldt Universität zu Berlin 6: 122-127.
- BERGER, G., T. SCHÖNBRODT, C. LANGER & H. KRETSCHMER. 1999b. Die Agrarlandschaft des Lebusplatte als Lebensraum für Amphibien. 81-99, in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIß [Hrsg]. Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- BERGER, G. & U. STACHOW. 2002 (pers. Mit.). Ergebnisse zu den Indikatoren Feldlerche, Schwebfliege und Segetalflora aus dem Projekt "Beurteilung der Lebensraumqualität von Ackerhabitaten für wildlebende Arten", Bestandteil des bundesweiten Verbundprojektes "Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion", UBA/BfN, im Auftrag von BMVEL und BMU, Träger: Universität Bonn, Institut für Organischen Landbau. Persönliches Gespräch vom 19.06.2002, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Müncheberg.
- BERLING, R. 2002. Integrierter Pflanzenschutz. Natürliche Feinde von Kulturschädlingen. Internet: http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/merkblaetter/p_23515.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- BERRILL, M., S. BERTRAM, L. MCGILLIVRAY, M. KOLOHON & B. PAULI. 1994. Effects of low concentrations of forest use pesticides on frog embryos and tadpoles. Environmental Toxicology and Chemistry 13: 657-664.
- BERRILL, M., S. BERTRAM, A. WILSON, S. LOUIS, D. BRIGHAM & C. STROMBERG. 1993. Lethal and sublethal impacts of pyrethroid insecticides on amphibian embryos and tadpoles. Environmental Toxicology and Chemistry 12: 525-539.
- BERRILL, M., D. COULSON, L. MCGILLIVRAY & B. PAULI. 1998. Toxicity of endosulfan to aquatic stages of anuran amphibians. Environmental Toxicology and Chemistry 17: 1738-1744.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz). 1999. Gefährdungssituation der Tiere in Deutschland. Internet: http://bfnd.de/fileadmin/MDB/documents/030101_gruppe.pdf (letzter Zugriff: 05.10.2007).
- BfN (Bundesamt für Naturschutz). 2002. Rote Listen gefährdeter Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten. Internet: http://www.bfn.de/0321_rote_liste.html (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- BIRTHLER, W. 1999. Politische Grundlinien des neuen Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung. Internet: http://www.brandenburg.de/land/mlur/poli_gr.htm (letzter Zugriff: 12.03.2001).
- BISHOP, C. A. & A. GENDRON. 1997. Impact of chemical pollutants on amphibian populations. Third World Congress of Herpetology. Prag.
- BISHOP, C. A., N. A. MAHONY, J. STRUGER, P. N. & K. E. PETTIT. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). Environmental Monitoring and Assessment 57: 21-43.
- BLEW, J. & G. HEIDEMANN. 1994. Der Feldhase - vom Kulturfolger zur bedrohten Tierart? Jäger & Fischer 1: 8-13.

- BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten). 1999. Agarbericht 1999. CD-ROM. Landwirtschaft und Forstwirtschaft in Deutschland. Daten und Fakten.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft). 2004a. Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz. BMVEL Referat 518. 1-58.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft). 2004b. Eckpunkte des Beschlusses zur Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik und dessen Umsetzung in Deutschland. Internet: <http://www.verbraucherministerium.de/index-000B1FAE1F6910ECAE0D-6521C0A8D816.html> (letzter Zugriff: 05.10.2004).
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft). 2004c. Ernährungs- und agrarpolitischer Bericht 2004 der Bundesregierung . Deutscher Bundestag, Unterrichtung durch die Bundesregierung, 15. Wahlperiode. Berlin.
- BNATSCHG. 2002. Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 25. März 2002. Internet: http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bnatschg_2002/ (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- BOGNER, A. & W. MENZ. 2005a. Das theoriegenerierende Experteninterview. Erkenntnisinteresse, Wissenformen, Interaktion. 33-70, in: A. BOGNER, B. LITTIG & W. MENZ [Hrsg.]. Das Experteninterview. Theorie, Methode, Anwendung. Wiesbaden: VS - Verlag für Sozialwissenschaften.
- BOGNER, A. & W. MENZ. 2005b. Expertenwissen und Forschungspraxis: die modernisierungstheoretische und die methodische Debatte um die Experten. Zur Einführung in ein unübersichtliches Problemfeld. 7-30, in: A. BOGNER, B. LITTIG & W. MENZ [Hrsg.]. Das Experteninterview. Theorie, Methode, Anwendung. Wiesbaden: VS - Verlag für Sozialwissenschaften.
- Böhme, G. 1999. Zur Verbreitungsgeschichte der Herpetofaunen des jüngeren Quartärs im nördlichen Deutschland. 5-11 in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIß [Hrsg.] Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- BOJORQUEZ-TAPIA, L. A., S. SANCHEZ-COLON & A. FLORE MARTINEZ. 2005. Building Consensus in Environmental Impact Assessment Through Multicriteria Modeling and Sensitivity Analysis. *Environmental Management* 36: 469-481.
- BORCHERDT, C. 1961. Die Innovation als agrargeographische Regelercheinung. *Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes* 6: 13-50.
- BORK, H.-R. 1991. Bodenerosionsmodelle - Forschungsstand und Forschungsbedarf. *Berichte über Landwirtschaft, SH 205, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*: 51-67.
- BORK, H.-R. & M. FRIELINGHAUS. 1997. Zur Tolerierbarkeit von Bodenabtrag. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 83: 83-86.
- BOS, J. F. F. P. & G. W. J. VAN DE VEN. 1999. Cropping patterns and systems; Organization, administration and management of agricultural enterprises or farms. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 47: 185-200.
- BÖSCH, P. & E. SÖDERBÄCK. 1997. European environmental state indicators. Copenhagen and Stockholm.
- BOSEL, H. 1992. Modellbildung und Simulation - Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme. Braunschweig, Wiesbaden: Vieweg. 1-400.
- BOSSHARD, A. 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 77: 29-41.
- BOTHE, H.-H. 1993. Fuzzy Logic. Einführung in Theorie und Anwendungen. Berlin und Heidelberg: Springer Verlag. 1-226.
- BRAUNER, R. & B. TAPPESER. 2000. Entwicklung von Umweltindikatoren beim Monitoring im Zusammenhang mit gentechnisch veränderten Pflanzen. Zwischenbericht des Öko-Instituts e.V. zum F&E-Vorhaben 299 89 405 (UFOPLAN), Freiburg.
- BRECKLING, B. & M. ASSHOFF [Hrsg.]. 1996. Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. Ökosysteme und ökologische Prozesse im Bereich der Bornhöver Seenkette. Kiel.
- BRENKEN, H. 2002. Naturschutz als Innovation - Adressatenorientierte Umsetzungsstrategien für den Naturschutz in Grünlandgebieten Norddeutschlands - abgeleitet anhand innovationstheoretischer Überlegungen. Beiträge zur Räumlichen Planung. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover 68: 1-214.

- BREUER, T. 1985. Die Steuerung der Diffusion von Innovationen in der Landwirtschaft. Dargestellt an Beispielen des Vertragsanbaus in Spanien. *Düsseldorfer Geographische Schriften* 24: 1-206.
- BROWN, L. A. 1975. The market and infrastructure context of adoption: a spacial perspective on the diffusion of innovation. *Journal of Economic Geography* 51: 185-216.
- BUDENBERG, W. J. & W. POWELL. 1992. The role of honeydew as an ovipositional stimulant for two species of syrphids. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 64: 57-61.
- BUEHLER, S. S., I. BASU & R. A. HITES. 2001. A comparison of PAH, PCB, and pesticide concentrations in air at two rural sites on Lake Superior. *Environmental Science & Technology* 35: 2417-2422.
- BURKART, M. R. & J. D. STONER. 2002. Nitrate in aquifers beneath agricultural systems. *Water Science and Technology* 45: 19-29.
- BURTH, U., B. FREIER, M. JAHN & B. PALLUTT. 1997. Integrierter Pflanzenschutz. aid-Heft 1032/1997, 6. überarbeitete Auflage. Bad Honnef.
- CAIROL, D., E. COUDEL, D. BARTHÉLÉMY, P. CARON, E. CUDLINOVA, P. ZANDER, H. RENTING, J. SUMELIUS, K. KNICKEL, A. KNIERIM, M. KRÖGER & H. OOSTINDIE. 2005. Multifunctionality of agriculture and rural areas: From Trade negotiations to contributing to sustainable development. New challenges for research.
- CANNELL, C. F. & M. AXELROD. 1956. The Respondent Reports on the Interview. *American Journal of Sociology* 62: 177-181.
- CASSEL-GINTZ, M. A., M. K. B. LÜDEKE, G. PETSCHL-HELD, F. REUSSWIG, M. PLÖCHL, G. LAMMEL & H. J. SCHELLNHUBER. 1997. Fuzzy logic based global assessment of the marginality of agricultural land use. *Climate Research* 8: 135-150.
- CHAMBERLAIN, D. E., J. A. VICKERY & S. GOUGH. 2000. Spatial and temporal distribution of breeding skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. *Ardea* 88: 61-73.
- CHAMBERLAIN, D. E., A. M. WILSON, S. J. BROWNE & J. A. VICKERY. 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology* 36: 856-870.
- CHAMBERS, R., A. PACEY & L. A. THRUPP. 1989. *Farmer First - Farmer Innovation and Agricultural Research*. London: Intermediate Technology Publications.
- CHAMBERS, R. J. & T. H. L. ADAMS. 1986. Quantification of the Impact of Hoverflies (Diptera: Syrphidae) on Cereals Aphids in Winter Wheat: An Analysis of Field Populations. *Journal of Applied Ecology* 23: 895-904.
- CHRISTEN, O. 1999. *Nachhaltige Landwirtschaft. Von der Ideengeschichte zur praktischen Umsetzung*. Heft 1. Bonn: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (ilu).
- CIEPIELEWSKA, D. 1996. Occurrence of aphid predators in farm crops and along field margins in the Olsztyn macro-region. *Acta Academiae Agriculturae ac Technicae Olstenensis, Agricultura* No. 62B.
- CLABEN, A., A. KAPFER & R. LUICK. 1993. Einfluß der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland - Untersuchung am Beispiel von Laufkäfern, Heuschrecken und Amphibien. *Natur und Landschaftsplanung* 25: 217-220.
- CLABEN, A., Y. LICZNER & R. OPPERMAN. 1997. Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Sicherung und Wiederaufbau von Amphibienpopulationen im Feuchtgrünland. Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen.
- COM (European Commission). 1999. Contribution of the European Community on the Multifunctional Character of Agriculture. Internet: http://ec.europa.eu/agriculture/external/wto/document/ip2_en.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- COM (European Commission). 2000. Indicators for the integration of environmental Concerns into the Common Agricultural Policy. Internet: http://europa.eu/eur-lex/en/com/cnc/2000-com2000_0020en01.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- COM (European Commission). 2001a. A Sustainable Europe for a Better World: A European Union Strategy for Sustainable Development. Internet: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/com/2001/com2001_0264en01.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- COM (European Commission). 2001b. Strategy for sustainable development. Internet: <http://europa.eu/scadplus/leg/en/lvb/l28117.htm> (letzter Zugriff: 27.06.2008).

- COM (European Commission). 2003. A Handbook for Impact Assessment in the Commission. How to do an Impact Assessment - Technical Annexes. Internet: http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/imp_ass_tech_anx_en.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- COOPERBAND, L. R. & L. WARD GOOD. 2002. Bigenic Phosphate Minerals in Manure: Implications for Phosphorus Loss to Surface Waters. *Environmental Science & Technology* 36: 5075-5082.
- CORNELISSEN, A. M. G. 2003. Two Faces of Sustainability. Fuzzy Evaluation of Sustainable Development. Thesis/Dissertation, Wageningen University, The Netherlands. 1-184.
- CRAVEN, A. & S. HOY. 2005. Pesticide persistence and bound residues in soil - regulatory significance. *Environmental Pollution* 133: 5-9.
- CURRLE, J. 1995. Landwirte und Bodenabtrag. Empirische Analyse der bäuerlichen Wahrnehmung von Bodenerosion und Erosionsschutzverfahren in drei Gemeinden des Kraichgaus. *Kommunikation und Beratung - Sozialwissenschaftliche Schriften zur Landnutzung und ländlichen Entwicklung* 1.
- DALGAARD, T. 2001. Simulation and Generalisation of Agricultural Resource Use. Thesis/Dissertation, Danish Institute of Agricultural Sciences, Research Centre Foulum, Department of Agricultural Systems, Tjele and The Royal Veterinary and Agricultural University of Denmark, Department of Agricultural Sciences, Section for Agroecology, Taastrup.
- DAMGAARD, M., A. OSUCH, K. HAPPE, S. UTHES, F. REINHARDT, C. SATTLER, P. ZANDER, N. DETLEFSEN & N. HUTCHINGS. 2006. Documentation of the MEA-Scope tool prototypes with special focus on their capabilities to analyse multifunctionality policies. Internet: http://www.zalf.de/home_meascope/-website/publications/mea-scope_vol7_MEA-Scope_Tool_Prototypes.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- DAUNICHT, W., A. SALSKI, P. NOHR & C. NEUBERT. 1996. A fuzzy knowledge-based model of annual production of skylarks. *Ecological Modelling* 85: 67-73.
- De GROOT, W. T. 1992. Functions of nature: Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Amsterdam: Wolters-Noorhoff.
- DE SOLLA, S. R., C. A. BISHOP, K. E. PETTIT & J. E. ELLIOTT. 2002a. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in eggs of red-legged frogs (*Rana aurora*) and northwestern salamanders (*Ambystoma gracile*) in an agricultural landscape. *Chemosphere* 46: 1027-1032.
- DE SOLLA, S. R., K. E. PETTIT, C. A. BISHOP, K. M. CHENG & J. E. ELLIOTT. 2002b. Effects of agricultural runoff on native amphibians in the Lower Fraser River Valley, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 353-360.
- DEISSNER, V. 1991. Menschen im biologischem Landbau. Mainz.
- DELGADO, A. & F. MOREIRA. 2002. Do wheat, barley and oats provide similar habitat and food resources for birds in cereal steppes? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93: 441-446.
- DEUMLICH, D. 1987. Untersuchungen zur Bodenerodierbarkeit auf Jungmoränenstandorten. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 31: 7-14.
- DEUMLICH, D. 1995. Landschaftsindikator Bodenerosion. 241-253, in: H.-R. BORK, C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR & K.-O. WENKEL [Hrsg.], *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Berlin: Ernst & Sohn Verlag.
- DEUMLICH, D. 2004 (pers. Mit.). C-Faktoren für die Region Prenzlau-West. Persönliche Gespräche vom 28.01.2004 und 09.02.2004, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Bodenlandschaftsforschung, Müncheberg.
- DEUMLICH, D. 2001 (pers. Mit.). Bodenverluste durch Wassererosion. Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung. Persönliche Gespräche vom 10.12.2001 und 11.12.2001, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Bodenlandschaftsforschung, Müncheberg.
- DEUMLICH, D. & M. FRIELINGHAUS. 1994. Methoden zur Erfassung der Wassererosion auf Ackerschlägen durch natürliche Niederschläge in Nordostdeutschland. *Wasser & Boden* 46: 10-14.
- DEUMLICH, D., J. THIÈRE, H.-I. REUTER & L. VÖLKER. 2001. Einzugsgebietsbezogene Standortanalyse für Boden- und Gewässerschutz (Uecker). *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* Bd. 96: 481-482.
- DEUMLICH, D., J. THIÈRE & L. VÖLKER. 1997. Vergleich zweier Methoden zur Beurteilung der Wassererosionsgefährdung von Wassereinzugsgebieten. *Wasser & Boden* 49.: 46-51.

- DIE BUNDREGIERUNG. 1999. Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland - Bericht der Bundesregierung. Internet: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/csd_01.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- DIE BUNDREGIERUNG. 2002. Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Internet: http://www.bmvbs.de/Anlage/original_963533/Nationale-Nachhaltigkeitsstrategie.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- DIEHR, D. 1989. Beratung, Innovationsentscheidung und wirtschaftliche Entwicklung - Eine Analyse am Beispiel mittelständiger Industrieunternehmen im Senegal. Frankfurt.
- DIEKMANN, A. 1996. Homo ÖKOnomicus. Anwendungen und Probleme der Theorie rationalen Handelns. Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie SH 36: 89-118.
- DIEKMANN, A. 2001. Umweltbewußtsein und Ökonomie des Energiesparens. 22-30, in: R. STOCKMANN & J. URBAHN [Hrsg.]. Umweltberatung und Nachhaltigkeit. Berlin: Erich Schmidt.
- DIETRICH, F. 1993. Akzeptanz von Vermeidungsmaßnahmen. Voraussetzungen für eine verstärkte Akzeptanz von Vorsorgestrategien in der Landwirtschaft. 233-240, in: DACHVERBAND AGRARFORSCHUNG [Hrsg.]. Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft. Frankfurt/M..
- DIGITALER UMWELTATLAS BERLIN. 2003. Grundwasserneubildung. Internet: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/d217_02.htm (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- DINGERKUS, S. K. & W. I. MONTGOMERY. 2001. The diet and landclass affinities of the Irish hare *Lepus timidus hibernicus*. *Journal of Zoology* 253: 233-240.
- DLG (Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft e.V.). 1991. DLG-Futterwerttabellen. Schweine. 6. erweiterte und völlig neu gestaltete Auflage. Frankfurt am Main: DLG-Verlag.
- DLG (Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft e.V.). 1997. DLG-Futterwerttabellen. Wiederkäuer. 7. erweiterte und überarbeitete Auflage. Frankfurt am Main: DLG-Verlag.
- DONALD, P. F., D. L. BUCKINGHAM, D. MOORCROFT, L. B. MUIRHEAD, A. D. EVANS & W. B. KIRBY. 2001a. Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *Journal of Applied Ecology* 38: 536-547.
- DONALD, P. F., A. D. EVANS, D. L. BUCKINGHAM, L. B. MUIRHEAD & J. D. WILSON. 2001b. Factors affecting the territory distribution of Skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. *Bird Study* 48: 271-278.
- DONALD, P. F., A. D. EVANS, L. B. MUIRHEAD, D. L. BUCKINGHAM, W. B. KIRBY & S. I. A. SCHMITT. 2002. Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144: 652-664.
- DONALD, P. F., L. B. MUIRHEAD, D. L. BUCKINGHAM, A. D. EVANS, W. B. KIRBY & D. J. GRUAR. 2001c. Body condition, growth rates and diet of Skylark *Alauda arvensis* nestlings on lowland farmland. *Ibis* 143: 658-669.
- DÖRNER, D. 1996. Der Umgang mit Unbestimmtheit und Komplexität und der Gebrauch von Computersimulationen. Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie SH 36: 489-515.
- DRESCHER, W. & H. GEUSEN-PFISTER. 1991. Comparative testing of the oral toxicity of acephate, dimethoate and methomyl to honeybees, bumblebees and Syrphidae. The Sixth International Symposium on Pollination, Tilburg, Netherlands, 27-31 August 1990.
- DUDEN. 2001. Das Fremdwörterbuch. 7. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich: Dudenverlag.
- DUDEN. 1999. Das Fremdwörterbuch. Augsburg: Weltbild Taschenbuch.
- DUDEN. 1991. Standardwörterbuch Englisch. Bibliographisches Institut & F. A. Brockhaus AG Mannheim, genehmigte Lizenzausgabe für Weltbild Verlag GmbH Augsburg. Oxford: Oxford University Press.
- DURAND, G. & G. VAN HUYLENBROECK. 2003. Multifunctionality and rural development: a general framework. 1-18, in: G. V. HUYLENBROECK & G. DURAND [Hrsg.]. Multifunctional Agriculture. A new Paradigm for European Agriculture and Rural Development. Hampshire (England), Burlington (USA): Ashgate.

- DÜRR, S., G. BERGER & H. KRETSCHMER. 1999. Effekte acker- und pflanzenbaulicher Bewirtschaftung auf Amphibien und Empfehlungen für die Bewirtschaftung in Amphibien-Reproduktionszentren. 101-116, in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIß [Hrsg.]. Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- DUYZER, J. 2003. Pesticide concentrations in air and precipitation in the Netherlands. *Journal of Environmental Monitoring* 5: 77N-80N.
- ELLENBERG, H. 1989. Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz? *NNA Berichte* 2: 4-13.
- ELSEN, T. v. 2000. Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 77: 101-109.
- ENDRUWEIT, G. & G. TROMMSDORFF. 1989. Wörterbuch der Soziologie. Bd. 1. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- ENQUETE KOMMISSION "Schutz der Erdatmosphäre" des 12. Deutschen Bundestages. 1994. Schutz der Grünen Erde. Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder. Bonn: Economica Verlag. 1-702.
- ENQUETE-KOMMISSION "Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestages. 1998. Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Bonn: Zur Sache.
- ERAUD, C. & J. M. BOUTIN. 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study* 49: 287-296.
- ESSER, P. 1999. Akzeptanz - was steckt dahinter? Überlegungen zur Akzeptanzdebatte in Naturschutz und Landschaftsplanung. Diplomarbeit am Institut für Landschaftsentwicklung, TU Berlin.
- EU (Europäische Union). 2004. The Common Agricultural Policy - A Policy Evolving With The Times. Internet: http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/capleaflet/cap_en.htm (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- EUROSTAT. 2002. Towards environmental pressure indicators for the EU (TEPI).
- EUROSTAT. 2001. Measuring progress towards a more sustainable Europe. Proposed indicators for sustainable development. 1-167.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2000. Cultivating our Futures. Taking Stock of the Multifunctional Character of Agriculture and Land. Internet: <http://www.fao.org/docrep/X2776E/X2776E00.htm> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- FAVA, L., M. A. ORRU, A. CROBE, A. B. CARACCILO, P. BOTTONI & E. FUNARI. 2005. Pesticide metabolites as contaminants of groundwater resources: assessment of the leaching potential of endosulfan sulfate, 2,6-dichlorobenzoic acid, 3,4-dichloroaniline, 2,4-dichlorophenol and 4-chloro-2-methylphenol. *Microchemical Journal* 79: 207-211.
- FINCK, A. 1992. Dünger und Düngung - Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft. 1-488.
- FLADE, M. & R. SCHMIDT. 2003. Bestimmung von Potenzialen und Risiken für Schutzgüter. 45-92, in: M. FLADE, H. PLACHTER, E. HENNE & K. ANDERS [Hrsg.]. Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- FLADE, M., H. PLACHTER, E. HENNE & K. ANDERS. 2003. Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- FLADE, M., H. PLACHTER, R. SCHMIDT & A. WERNER. 2006. Nature Conservation in Agricultural Ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin Research Project. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- FLICK, U. 2004. Triangulation. Eine Einführung. 1. Auflage. Wiesbaden: VS Verlag. 1-115.
- FLORA, C. B., G. MCISAAC, S. GASTEYER & M. KROMA. 2000. Farm-Community Entrepreneurial Partnership in the Midwest. 115-130, in: C. FLORA [Hrsg.]. Interactions between Agroecosystems and Rural Communities. Boea Raton, London, New York, Washington D.C.: CRS Press.
- FORTMANN, M. 1993. Das große Kosmosbuch der Nützlinge - neue Wege der biologischen Schädlingsbekämpfung. Stuttgart: Franckh - Kosmos Verlag.
- FREDERKING, M. 1995. Innovationsentscheidungen landwirtschaftlicher Betriebsleiter - Determinanten und Steuerungspotenziale, dargestellt an Beispielen in den Kreisen Emsland und Werra-Meißner. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk.

- FREIBAUER, A. 2002. Biogenic Greenhouse Gas Emissions from Agriculture in Europe - Quantification and Mitigation. Thesis/Dissertation, Universität Hohenheim.
- FRIEDRICHS, J. 1990. Methoden empirischer Sozialforschung. 14. Auflage. Opladen: Westdeutscher Verlag. 1-429.
- FRIELINGHAUS, H. 1999. Umweltgerecht und ökonomisch. Bauernzeitung 7/1999: 20.
- FRIELINGHAUS, M. & S. HEIM. 1998. Feuchtbiotope (Sölle) in der Agrarlandschaft Ostdeutschlands am Beispiel der Lebuser Platte. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 42: 359-374.
- FRIELINGHAUS, M. 2001 (pers. Mit.) Bodenverluste durch Wassererosion. Einflussfaktoren der landwirtschaftlichen Landnutzung und Bodenschutzmaßnahmen. Persönliches Gespräch vom 11.12.2001, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Bodenlandschaftsforschung, Müncheberg.
- FRIELINGHAUS, M. 1994. Extensivierung und Flächenstilllegung können Boden schützen. Neue Landwirtschaft 11: 35-37.
- FRIELINGHAUS, M. 2001. Bodenbearbeitung und Bodenerosion. KTBL-Schrift Schlussfolgerungen zur Guten Fachlichen Praxis, 31-55.
- FRIELINGHAUS, M., D. BARKUSKY & G. KÜHN. 1992a. Bewertung von Nutzungssystemen in Hinblick auf den Bodenschutz vor Erosion im nordostdeutschen Tiefland. VDLUFA-Schriftenreihe Kongressband 1992: 615-618.
- FRIELINGHAUS, M., D. DEUMLICH, R. FUNK, K. HELMING, H. KRETSCHMER, R. ROTH, J. THIÈRE, L. VÖLKER & B. WINNIGE. 1997. Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. ZALF-Bericht Nr. 27.
- FRIELINGHAUS, M., D. DEUMLICH, K. HELMING, J. THIÈRE, L. VÖLKER & B. WINNIGE. 1998. Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin: Obotritendruck GmbH. 1-80.
- FRIELINGHAUS, M., G. KÜHN, H. SCHÄFER & M. FRIELINGHAUS. 1994a. Extensive Flächennutzung zur Unterbrechung von erosionsbedingten Austragspfaden in der Landschaft Nordostdeutschlands. VDLUFA-Schriftenreihe Kongreßband 1994: 629-632.
- FRIELINGHAUS, M., H. PETELKAU & R. SCHMIDT. 1992b. Wassererosion im norddeutschen Jungmoränengebiet. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33: 22-33.
- FRIELINGHAUS, M. & R. SCHMIDT. 1997. Bodenschutz und Landnutzungswandel in Nordostdeutschland. 51-60, in: Strukturwandel der Landnutzung, Eberswalder wissenschaftliche Schriften, Bd. 3, Tagungsbericht vom 15. und 16. Oktober 1997. Eberswalde.
- FRIELINGHAUS, M., B. WINNIGE & F. GELFORT. 1994b. Erkennung und Kartierung von Erosionserscheinungen in der Landschaft. VDLUFA-Schriftenreihe Kongreßband 1994: 923-926.
- FRÖLICH, K., S. THIEDE & J. WISSER. 2001. Infektionskrankheiten des Feldhasen. NUA-Seminarberichte 7: 34-46.
- Fuchs, S. 2004 (pers. Mit.). Ergebnisse zum Indikator Feldhase aus dem Projekt "Naturschutzhof Brodowin". Persönliches Gespräch, 07.06.2004, Pehlitz.
- FUCHS, S. & B. SAACKE. 2006. Arable fields as habitat for flora and fauna - a synopsis. 248-296, in: M. FLADE, H. PLACHTER, R. SCHMIDT & A. WERNER [Hrsg.]. Nature conservation in agricultural ecosystems - Results of the Schorfheide-Chorin Research Project. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- FUCHS, S. & B. SAACKE. 2003. Feldlerche *Alauda arvensis*. 74-78, in: M. FLADE, H. PLACHTER, E. HENNE & K. ANDERS [Hrsg.]. Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- FULLER, R. J., R. D. GREGORY, D. W. GIBBONS, J. H. MARCHANT, J. D. WILSON, S. R. BAILLIE & N. CARTER. 1995. Population Declines and Range Concentrations among Lowland Farmland Birds in Britain. Conservation Biology 9: 1425-1441.
- GÄTH, S., M. BACH & H.-G. FREDE. 1992. Beurteilung der Nitratbelastung des Grundwassers mit Hilfe von betriebs- und flächenbezogenen Stickstoff-Bilanzen. VDLUFA-Schriftenreihe Kongreßband 1992: 230-233.
- GEBAUER, J. & A. S. BÄUERLE. 2000. Betriebliche Umweltinformationstechniken für die Landwirtschaft. Berichte über Landwirtschaft 78: 454-492.
- GEHLERT, D. 2003. Der Einfluss klimatischer und pedologischer Faktoren auf die Grundwasserneubildung in Ostdeutschland. Internet: http://www.goek.tu-freiberg.de/oberseminar/OS_02_03/Dorit_Gehlert.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).

- GEISLER, G. 1988. Pflanzenbau - Ein Lehrbuch - Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage. Berlin und Hamburg: Paul Parey Verlag.
- GERSHENFELD, N. 1999. The Nature of Mathematical Modeling. Cambridge: Cambridge University Press. 1-344.
- GIAMPIETRO, M. 1997. Socioeconomic pressure, demographic pressure, environmental loading and technological changes in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 65: 201-229.
- GIEGRICH, J. 1997. Gegenüberstellung der Bewertungskonzepte für Agrar-Umweltindikatoren und bei Ökobilanzen. 291-312, in: W. DIEPENBROCK, M. KALTSCHMITT, H. NIEBERG & G. REINHARDT [Hrsg.]. Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück: Zeller.
- GILBERT, A. J. 1999. Regulatory risk assessment of pesticide residues in air. *Water Air and Soil Pollution* 115: 183-194.
- GLUGLA, G. & E. MÜLLER. 1997. Grundwasserneubildung als Komponente der Abflussbildung. 23-35, in: C. LEIBUNDGUT & S. DEMUTH [Hrsg.]. Grundwasserneubildung. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Bd. 5.
- GONZALEZ, A., O. PONS & M. A. VILA. 1999. Dealing with uncertainty and imprecision by means of fuzzy numbers. *International Journal of Approximate Reasoning* 21: 233-256.
- GORETZKI, J., M. AHRENS & C. STUBBE. 1994. Hasendämmerung? *Wild und Hund* 19: 6-8.
- GOTTLÖB, G., T. FRÜHWIRT & W. HORN. 1990. Expertensysteme. Wien: Springer.
- GRANO (Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte landwirtschaftliche Produktion: Modellgebiet Nordostdeutschland). 2000. Situationsanalyse in der Modellregion Prenzlau-West zum Zustand von Natur und Landschaft. Münchenberg.
- GRANO (Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte landwirtschaftliche Produktion: Modellgebiet Nordostdeutschland). 1999. Planungsworkshop Uckermark/Barnim. Unterlagen für Teilnehmer des Workshops vom 14. - 16. Januar in Dedelow. Münchenberg: 1-22.
- GREGORY, P. J., J. S. I. INGRAM, R. ANDERSSON, R. A. BETTS, V. BROVKIN, T. N. CHASE, P. R. GRACE, A. J. GRAY, N. HAMILTON, T. B. HARDY, S. M. HOWDEN, A. JENKINS, M. MEYBECK, M. OLSSON, I. ORTIZ-MANASTERIO, C. A. PALM, T. W. PAYN, M. RUMMUKAINEN, R. E. SCHULZE, M. THIEM, C. VALENTIN & M. J. WILKINSON. 2002. Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agriculture Ecosystems & Environment* 88: 279-290.
- GREGORY, R. D. & S. R. BAILLIE. 1998. Large-scale habitat use of some declining British birds. *Journal of Applied Ecology* 35: 785-799.
- GREILER, H.-J. 1994. Insektengesellschaften auf selbstbegrüntem und eingesäten Ackerbrachen. *Agrarökologie* 11: 1-136.
- GREULICH, K. 2004. Einfluss von Pestiziden auf Laich und Larven von Amphibien. *Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes* 49: 1-104. Landesumweltamt Brandenburg, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung. Potsdam.
- GRIFFITH, D. A., D. W. S. WONG & T. WHITFIELD. 2003. Exploring relationships between the global and regional measures of spatial autocorrelation. *Journal of Regional Science* 43: 683-710.
- GRUNDWÜRMER, J. 1991. Erfahrungen mit dem Erosionsschutz in der landwirtschaftlichen Praxis. *Berichte über Landwirtschaft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit* SH 205: 117-132.
- GUERRY, A. D. & M. L. HUNTER. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: An examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16: 745-754.
- GUSTAFSON, D. I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8: 339-357.
- GUTSCHE, V. & H. GANZELMEIER. 2003. Risikobewertung. Nachhaltigkeit und Pflanzenschutz. *Neue Landwirtschaft* 6: 41-44.
- HAAG, D. & G. MATSCHONAT. 2001. Paradigmen zur Repräsentation und zum Management komplexer Systeme: Simulationsmodelle und neue Formen der Wissensproduktion. Stuttgart: Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim.

- HAAS, G., M. BERG & U. KÖPKE. 1998. Grundwasserschonende Landnutzung: Vergleich der Ackernutzungsformen, konventioneller, integrierter und organischer Landbau, Vergleich der Landnutzungsformen, Ackerbau, Grünland (Wiese) und Forst (Aufforstung). 1. Auflage. Berlin: Köster. 1-156.
- HABER, W. 1997. Umweltprobleme der Pflanzenproduktion - Ursachen und Lösungsansätze. 1-12, in: W. DIEPENBROCK, M. KALTSCHMITT, H. NIEBERG, & G. REINHARDT [Hrsg.]. Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück: Zeller.
- HÄGERSTRAND, T. 1952. The propagation of innovation waves. Lund Studies in Geography Ser. B.
- HAGMANN, J., M. E. CHUMA, K. MURWIRA & M. CONNOLLY. 1998. Learning Together Through Participatory Extension. Department of Agricultural, Technical and Extension Services (AGRITEX) in Co-operation with the Rural Department Programme (GTZ/IRDEP) and Intermediate Technology Development Group Zimbabwe (ITZ). Harare.
- HAMEL, G. 1999. Kleingewässer im Wandel der Agrarnutzung in Brandenburg. 13-19, in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIB [Hrsg.]. Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- HAMM, U. & M. KONRAD. 1992. Akzeptanzmindernde Faktoren beim EG-Extensivierungsprogramm. Berichte über Landwirtschaft 70: 184-212.
- HAMPICKE, U. 1977. Landwirtschaft und Umwelt - ökologische und ökonomische Aspekte einer rationalen Umweltstrategie, dargestellt am Beispiel der Landwirtschaft in der BRD. Dissertation, TU Berlin.
- HAMPICKE, U. 2000. Die ökonomische Wertschätzung für den Naturschutz in der Bevölkerung. Angewandte Landschaftsökologie 34: 13-36.
- HAMPSHIRE COUNTY COUNCIL. 2000. Investigating Appropriate Indicators for Local Biodiversity.
- HANF, M. 1984. Ackerunkräuter Europas - mit ihren Keimlingen und Samen. München [u.a.]: Verlagsunion Agrar [u.a.].
- HANNAPPEL, S. & F. JAKOBS. 2002. Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit 1995-2000 im Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte. Potsdam, Welzow: Digital & Druck.
- HANSEN, B., E. S. KRISTENSEN, R. GRANT, H. HOGH-JENSEN, S. E. SIMMELSGAARD & J. E. OLESEN. 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach. European Journal of Agronomy 13: 65-82.
- HAPEMAN, C. J., L. L. MCCONNELL, C. P. RICE, A. M. SADEGHI, W. F. SCHMIDT, G. W. MCCARTY, J. L. STARR, P. J. RICE, J. T. ANGIER & J. A. HARMAN-FETCHO. 2003. Current United States Department of Agriculture - Agricultural Research Service research on understanding agrochemical fate and transport to prevent and mitigate adverse environmental impacts. Pest Management Science 59: 681-690.
- HARFENIST, A., T. POWER, K. L. CLARK & D. B. PEAKALL. 1989. A review and evaluation of the amphibian toxicological literature. Canadian Wildlife Service Technical Report Series 61.
- HE, C., J. F. RIGGS & Y.-T. KANG. 1993. Integration of geographic information systems and a computer model to evaluate impacts of agricultural runoff on water quality. Water Resources Bulletin 29: 891-900.
- HEAP, I. M. 1996. International Survey of Herbicide-Resistant Weeds. Annual Report.
- HEATHWAITE, A. L. 2003. Making process-based knowledge useable at the operational level: a framework for modelling diffuse pollution from agricultural land. Environmental Modelling & Software 18: 753-760.
- HECNAR, S. J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from Southern Ontario. Environmental Toxicology and Chemistry 14: 2131-2137.
- HEILAND, S. 1999. Voraussetzungen erfolgreichen Naturschutzes - Individuelle und gesellschaftliche Bedingungen umweltgerechten Verhaltens, ihre Bedeutung für den Naturschutz und die Durchsetzbarkeit seiner Ziele. Landsberg: ecomed.
- HELMECKE, A. 2006 (pers. Mit.). Ergebnisse zum Indikator Amphibien (Rotbauchunke, Laubfrosch und Knoblauchkröte) aus dem Projekt "Naturschutzhof Brodowin": Ein Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur naturschutzfachlichen Optimierung des Ökologischen Landbaus, Ökodorf Brodowin e.V., gefördert vom Bundesamt für Naturschutz. Persönliche Gespräche vom 11.05.2006 und 20.06.2006 am ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg.

- HENDERSON, I. G., J. COOPER, R. J. FULLER & J. VICKERY. 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37: 335-347.
- HERRMANN, M. 2000 (pers. Mit.). Auswirkungen verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Feldvögel. Persönliches Gespräch vom 11.01.2000, Kerkow.
- HERZOG, C. 2002. Das Methodenpaket leMAX mit dem Fuzzy-Simulationsmodell FLUCS. Entwicklung und Anwendung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die integrative Raumplanung. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- HEß, J., A. PIORR & K. SCHMIDTKE. 1992. Grundwasserschonende Landbewirtschaftung durch ökologischen Landbau? Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG 45: 1-61.
- HEYDEMANN, B. & H. MEYER. 1983. Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. *Landespflege und Landwirtschaft* 42: 174-191.
- HEYN, J., N. CLAASSEN, H. ECKERT & D. V. KNORRE. 2000. Nachhaltige Landbewirtschaftung - Anforderungen und Kriterien aus ökologischer Sicht. *VDLUFA-Schriftenreihe* 55: 24-44.
- HILBIG, W. 2005. Möglichkeiten zur Erhaltung bestandsgefährdeter Ackerwildpflanzen und ihrer Pflanzengesellschaften durch extensive Ackernutzung. 173-190, in: U. HAMPICKE, B. LITTERSKI & W. WICHTMANN [Hrsg.]. *Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- HOFMEISTER, H. & E. GARVE. 1986. *Lebensraum Acker*. Hamburg: Paul Parey Verlag.
- HOLE, D. G., A. J. PERKINS, J. D. WILSON, I. H. ALEXANDER, P. V. GRICE & A. D. EVANS. 2005. Does organic farming benefit biodiversity. *Biological Conservation* 122: 113-130.
- HOLM-MÜLLER, K., V. RADKE & J. WEIS. 2002. Umweltfördermaßnahmen in der Landwirtschaft - Teilnehmerauswahl durch Ausschreibungen? *Agrarwirtschaft* 51: 112-120.
- HOLZMANN, H. 1996. Regionalisierung des Bodenwasserhaushaltes und der Grundwasserneubildung unter Anwendung von GIS. Internet: <http://www.uni-klu.ac.at/groups/geo/gismosim/paper/holzmann/holzmann.htm> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- HOULAHAN, J. E., C. S. FINDLAY, B. R. SCHMIDT, A. H. MEYER & S. L. KUZMIN. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.
- HOWARTH, R. W., E. W. BOYER, W. J. PABICH & J. N. GALLOWAY. 2002. Nitrogen Use in the United States from 1961-2000 and Potential Trends. *Ambio* 31: 88-96.
- HOYER, J. & W. KRATZ. 2001. Pflanzenschutzmittel in der Umwelt. Erhebungen zu Wirkstoffmengen von Pflanzenschutzmitteln im Land Brandenburg. *Studien und Tagungsberichte*. Potsdam.
- HUEY, D. W. & T. L. BEITINGER. 1980. Hematological responses of larval *Rana catesbeiana* to sublethal nitrite exposures. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 17: 1738-1744.
- HUGO-BECKER, A. & H. BECKER. 1997. *Motivation - Neue Wege zum Erfolg*. München: Deutscher Taschenbuch-Verlag. 1-410.
- HÜLSBERGEN, K.-J. & W. DIEPENBROCK. 1997. Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. 159-183, in: W. DIEPENBROCK, M. KALTSCHMITT, H. NIEBERG & G. REINHARDT [Hrsg.]. *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen*. Osnabrück: Zeller.
- HUNECKE, M. 2002. Expertise: Beiträge der Umweltpsychologie zur sozial-ökologischen Forschung - Ergebnisse und Potenziale. 499-515, in: I. BALZER & M. WÄCHTER [Hrsg.]. *Sozial-ökologische Forschung. Ergebnisse der Sondierungsprojekte aus dem BMBF-Förderschwerpunkt*. München: ökom Verlag.
- HUTCHINGS, M. R. & S. HARRIS. 1996. *The Current Status of the Brown Hare (Lepus europaeus) in Britain*. Peterborough, UK: Joint Nature Conservation Committee.
- IISD (International Institute for Sustainable Development). 2007. Webpage. Internet: www.iisd.ca (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- ISERMANN, K. 1990. Die Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphorbilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. *Schriftenreihe Akad. Tiergesundheit* 1: 358-413.

- ISERMANN, K. & R. ISERMANN. 2000. Qualitätsziele, Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur Sanierung der Gewässerlandschaften Deutschlands hinsichtlich ihrer Belastungen mit Stickstoff (N) und Phosphor (P) als Bestandteile eines insgesamt nachhaltigen Flußgebietsmanagements. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 92: 167-170.
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN. 1997. Tolerierbare Nährstoffsalden der Landwirtschaft ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme. 127-158, in: W. DIEPENBROCK, M. KALTSCHMITT, H. NIEBERG & G. REINHARDT [Hrsg.]. *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen*. Osnabrück: Zeller.
- IUCN (The World Conservation Union). 2004. *Worlds largest conservation gathering opens to escalating global extinction crisis*.
- JAHNEL, J., C. ZWIENER, T. J. GREMM, G. ABBT-BRAUN, F. H. FRIMMEL, C. KUSSATZ, D. SCHUDOMA & W. ROCKER. 2001. Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und andere Schadstoffe in Oberflächengewässern. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 29: 246-253.
- JANKE, R. R. 2002. *Composing a Landscape*. 209-219, in: D. L. JACKSON & L. L. JACKSON [Hrsg.]. *The Farm as a Natural Habitat. Reconnecting Food Systems with Ecosystems*. Washington, Covelo, London: Island Press.
- JAROSCH, J. & J. ZEDDIES. 1991. Bodenerosion - Ökonomische Aspekte von Schäden und Schutzmaßnahmen. *Berichte über Landwirtschaft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit SH 205*: 99-116.
- JOB, H. 1996. Großschutzgebiete und ihre Akzeptanz bei Einheimischen. *Geographische Rundschau* 48: 159-165.
- JOHANSSON, H., M. LARSSON, K. MARTENSSON & M. HOFFMANN. 2002. SOILNDB: a decision support tool for assessing nitrogen leaching losses from arable land. *Environmental Modelling & Software* 17: 505-517.
- KÄCHELE, H. 1999. *Auswirkungen großflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft - Ökonomische Bewertung der einzelbetriebliche Konsequenzen am Beispiel des Naturparks "Unteres Odertal"*. Dissertation. Universität Hohenheim, Agrarwirtschaft. SH 163.
- KAINZ, M. 1991. Schutzmaßnahmen gegen Bodenerosion. *Berichte über Landwirtschaft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit SH 205*: 83-98.
- KALETTKA, T. 1996. Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) in Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. *SH, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*: 4-12.
- KALS, E. & L. MONTADA. 1998. *Kooperatives Handeln aus psychologischer Sicht*. Vereinigung für Ökologische Ökonomie e. V. [Hrsg.]. *Schriftenreihe zur politischen Ökologie Bd. 8*: 33-44.
- KATZ, E. 1961. *The Social Itinerary of Social Change: Two Studies on the Diffusion of Innovation*. in: W. SCHRAMM [Hrsg.]. *Studies of Innovation and Communication to the Public*. Stanford, Calif.: Stanford University, Institute for Communication Research.
- KAULE, G., G. ENDRUWEIT & G. WEINSCHENCK. 1994. *Landschaftsplanung umsetzungsorientiert! Angewandte Landschaftsökologie 2*: 1-148.
- KELLER, I., J. MOLTHAN & V. RUPPERT. 1992. *Ackerrand als Lebensraum - das Ackerschonstreifen-Programm*. Wiesbaden.
- KELLY, K. L. 1998. A systems approach to identifying decisive information for sustainable development. *European Journal of Operational Research* 109: 452-464.
- KEMPKENS, B. 1998. *Himmelhoch jauchzend. Die Feldlerche ist Vogel des Jahres 1998*. *Naturschutz heute* 1.
- KERSEBAUM, K.-C., W. MIRSCHEL & K.-O. WENKEL. 1995. Landschaftsindikator Stickstoff. 166, in: H.-R. BORK, C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR & K.-O. WENKEL [Hrsg.]. *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Berlin: Ernst & Sohn Verlag.
- KIESEL, J. & G. LUTZE. 2004. Einsatz der Moving-Window Technologie bei der GIS-gestützten Landschaftsanalyse - ein skalierbarer Regionalisierungsansatz. *IÖR-Schriften* 43: 47-64.
- KIESEL, J. 2003 (pers. Mt.). *GIS-Analysen: Anwendung der Moving-Window-Technologie*. Persönliche Gespräche vom 09.07.2003 und 02.09.2003, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Institut für Landschaftssystemanalyse, Müncheberg.

- KISSKALT, J. 1999. Probleme mit Atrazin und anderen Pflanzenschutzmitteln. Internet: <http://www.lga.de> (letzter Zugriff: 24.09.1999).
- KNAUER, R. 2004. Langohr macht nicht schlapp. Ein Projekt in Brandenburg untersucht, was dem Feldhasen das Leben schwer macht. Frankfurter Allgemeine Zeitung Nr. 84: 11.
- KNEITZ, S. 1999. Besiedlungsdynamik und Entwicklung von Amphibienpopulationen in der Agrarlandschaft - Ergebnisse einer Langzeituntersuchung bei Bonn. 21-28, in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIß [Hrsg.]. Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- KNIERIM, A. & R. SIEBERT. 2005. Förderung des Biodiversitätsschutzes durch Landwirte - eine Analyse des aktuellen Wissensstandes. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e. V. 40: 489-500.
- KNORR, D. & C. WEISE. 2000. Blattflächenindex und Bedeckungsgrad. Internet: <http://www.terradow.uni-jena.de/sites/lai.html> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- KOH, L. P., R. R. DUNN, N. S. SODHI, R. K. COLWELL, H. C. PROCTOR & V. S. SMITH. 2004. Species Coextinctions and the Biodiversity Crisis. *Science* 305: 1632-1634.
- KOLLER, U. 1994. Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser. Internet: <http://www.umweltministerium.bayern.de/service/umwberat/ubbpfl.htm> (letzter Zugriff: 25.01.2000).
- KOM (Europäische Kommission). 2003. Grundlegende Reform der EU-Agrarpolitik für eine nachhaltige Landwirtschaft in Europa. Internet: <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/03/898&format=PDF&aged=1&language=DE&guiLanguage=en> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- KONTIC, B. 2000. Why are some experts more credible than others? *Environmental Impact Assessment Review* 20: 427-434.
- KÖPPEN, D. 2005. Ertragsschwache Standorte und deren umweltgerechte Bewirtschaftung. 35-54, in: U. HAMPICKE, B. LITTERSKI, & W. WICHTMANN [Hrsg.]. Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin, Heidelberg: Springer.
- KORNECK, D., M. SCHNITTLER, F. KLINGENSTEIN, G. LUDWIG, M. TAKLA, U. BOHN & R. MAY. 1998. Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29: 299-444.
- KRAMER, I. 1996. Biodiversität von Arthropoden in Wanderbrachen und ihre Bewertung durch Laufkäfer, Schwebfliegen und Stechimmen. *Agrarökologie* 17: 1-149.
- KRAUSE, U. 1997. Populationsdynamik und Überwinterung von Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) in zwei unterschiedlich strukturierten Agrarlandschaften Norddeutschlands. *Agrarökologie* 22: 1-150.
- KRIEGER, C. 1998. Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und seine gesellschaftliche Akzeptanz. Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm "Der Mensch und die Biosphäre", MAB-Mitteilungen 44. Bonn.
- KRUSE-GRAUMANN, L. 2000. Naturschutz aus psychologischer Perspektive. *Angewandte Landschaftsökologie* 34: 7-12.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) [Hrsg.]. 2002. Taschenbuch Landwirtschaft 2002/03. Daten für betriebliche Kalkulationen in der Landwirtschaft. 21. Auflage. Darmstadt, Münster: LV Druck im Landwirtschaftsverlag GmbH. 1-279.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) [Hrsg.]. 1996. Taschenbuch Landwirtschaft 1996/97. Daten für die Betriebskalkulation der Landwirtschaft. 18. Auflage. Münster: Landwirtschaftsverlag. 1-275.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) [Hrsg.]. 2004. Betriebsplanung Landwirtschaft 2004/2005. Münster: Landwirtschaftsverlag. 1-573.
- KUPSCHUS, H. 1985. Empirische Untersuchungen zur Übernahme von Innovationen durch Gartenbauunternehmen - dargestellt am Beispiel des Klimacomputers. Dissertation. Hannover und Weihenstephan.
- KURBEL, K. 1992. Entwicklung und Einsatz von Expertensystemen. Eine anwendungsorientierte Einführung in wissensbasierte Systeme. 2., verbesserte Auflage. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: Springer. 1-212.

- KUSEMANN, M. 2004. Bewältigung von Existenzgefährdung in landwirtschaftlichen Familienbetrieben. Kommunikation und Beratung - Sozialwissenschaftliche Schriften zur Landnutzung und ländlichen Entwicklung 57: 1-168.
- LAI, Y.-J. & C.-L. HWANG. 1994. Fuzzy Multiple Objective Decision Making. Methods and Applications. Berlin, Heidelberg: Springer.
- LAMBECK, R. 1996. Focal Species: A Multi Species Umbrella for Nature Conservation. Conservation Biology 11: 849-856.
- LAMNEK, S. 1995. Qualitative Sozialforschung, Band 2: Methoden und Techniken. Bd. 2, 3., korrigierte Auflage. Weinheim: Beltz, Psychologie-Verlags-Union. 1-440.
- LEEJUIS, C. 2004. Changing views of innovation and the role of science. The 'socio-technical root-system' as a tool for identifying relevant cross-disciplinary research questions. (Pre)Proceedings of the Sixth European IFSA Symposium, 4-7 April, Vila Real, Portugal Vol. II: 773-782.
- LESER, H. 1991. Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. 3., völlig neu bearbeitete Auflage. Stuttgart: Ulmer. 1-647.
- LETTMANN, A. 1995. Akzeptanz von Extensivierungsstrategien: Eine empirische Untersuchung bei Landwirten in Nordrhein-Westfalen. Dissertation Universität Bonn. Witterschick, Bonn: Verlag M. Wehle.
- LEWANDOWSKI, K. & J. J. NOWAKOWSKI. 1993. Spatial-distribution of brown hare *Lepus-Europaeus* populations in habitats of various types of agriculture. Acta Theriologica 38: 435-442.
- LI, Y. R., G. H. HUANG, Y. F. LI, J. STRUGER & J. D. FISCHER. 2002. A pesticide runoff model for simulating runoff losses of pesticides from agricultural lands. Water Science and Technology 47: 33-40.
- LICZNER, Y. 1999. Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Nareniederung (Nordostpolen). 67-79, in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIß [Hrsg.]. Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- LIEBEROTH, I. 1982. Bodenkunde. 3. neu bearbeitete Auflage. Berlin: VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- LIEBIG, W. 1997. Desktop-GIS mit ArcView - Leitfaden für Anwender. 1. Auflage. Heidelberg: Wichmann.
- LIEBIG, W. & R.-D. MUMMENTHEY. 2005. ArcGIS - ArcView 9, Band 2: ArcGIS-Analysen. 1. Auflage. Norden, Halmstad: Points Verlag. 1-241.
- LISS, M., R. SCHULZ, N. BERENZEN, J. NANKO-DREES & J. WOGRAM. 2001. Pflanzenschutzmittelbelastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umfeld. UBA Texte 65.
- LITTERSKI, B., S. JÖRNS, MEIK GRABOW & M. MANTHEY. 2005. Extensiv bewirtschaftete Sandstandorte aus vegetationsökologischer Sicht. 191-206, in: U. HAMPICKE, B. LITTERSKI & W. WICHTMANN [Hrsg.]. Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin, Heidelberg: Springer.
- LÖFFLER, G. 1995. (Oster-) Hasen? Forstliche Mitteilungen 4: 103-104.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg). 2002a. Die Rotbauchunke. *Bombina bombina*. Internet: http://www.brandenburg.de/land/mlur/n/b_auf43v.htm (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg). 2002b. Umweltdaten aus Brandenburg. Bericht 2002 des Landesumweltamtes. Potsdam.
- LUCKE, D. 1995. Akzeptanz: Legitimität in der "Abstimmungsgesellschaft". Opladen: Leske+Budrich.
- LUNDSTRÖM-GILLIERON, C. & R. SCHLAEPFER. 2003. Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe. Ecological Modelling 168: 283-301.
- LUTZ, H. & W. WENDT. 1998. Taschenbuch der Regelungstechnik. 2. überarbeitete und erweiterte Ausgabe. Frankfurt am Main: Verlag Harri Deutsch. 1-954.
- LUTZE, G., A. SCHULTZ & J. KIESEL. 2004. Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung - ein systemanalytischer Ansatz. IÖR-Schriften 43: 1-12.
- LUZ, F. 1994. Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte. Europäische Hochschulschriften. Frankfurt am Main, Berlin, Bern, Bruxelles, New York, Wien: Peter Lang - Europäischer Verlag der Wissenschaften.

- LVL (Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft Brandenburg). 2002. Informationen aus dem Referat Acker- und Pflanzenbau: Umsetzung der Düngeverordnung - Nährstoffvergleiche im Land Brandenburg 2002. Internet: http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2320/ks01_ber.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- LVL (Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft Brandenburg). 2003. ISLARA - Viehbesatz. Internet: <http://www.brandenburg.de/lelf/a2/d24/islara/extra/vieh100ha.htm> (letzter Zugriff: 18.10.2003).
- LVL (Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg). 2005. Acker- und Pflanzenbau. Internet: <http://www.brandenburg.de/cms/detail.php/175565> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- MACLEOD, A. 1999. Attraction and retention of *Erysiphe balteatus* DeGeer (Diptera: Syrphidae) at an arable field margin with rich and poor floral resources. *Agriculture Ecosystems & Environment* 73: 237-244.
- MACOMBE, C. 2004. Learning new skills by French farmers. Evolution and unevenness of the beliefs. (Pre)Proceedings of the Sixth European IFSA Symposium, 4-7 April, Vila Real, Portugal Vol.II: 439-448.
- MÄHRLEIN, A. 1993. Grünlandschutzprogramme aus Sicht der Landwirtschaft. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 34: 311-318.
- MAINSTONE, C. P. & W. PARR. 2002. Phosphorus in rivers - ecology and management. *The Science of the Total Environment* 282/283: 25-47.
- MARCO, A., C. QUILCHANO & A. R. BLAUSTEIN. 1999. Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2836-2889.
- MASIUNAS, J. B. 2003 (pers. Mit.) Auswirkungen landwirtschaftlicher Bearbeitungsmaßnahmen zur Unkrautkontrolle auf die Segetalflora. Unterschiede in der Unkrautkontrolle zwischen konventionellem und organischem Landbau. Persönliches Gespräch vom 19.11.2003, University of Illinois, Urbana-Champaign, USA.
- MASON, C. F. & S. M. MACDONALD. 1999. Winter bird numbers and land-use preferences in an arable landscape in eastern England. *Bird Conservation International* 9: 119-127.
- MASON, C. F. & S. M. MACDONALD. 2000. Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. *Journal of Zoology* 251: 339-348.
- MATZDORF, B. 2004. Ergebnis- und maßnahmenorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. Eine interdisziplinäre Analyse eines agrarumweltökonomischen Instrumentes. *Agrarwirtschaft SH* 179: 1-318.
- MATZDORF, B., A. PIORR & C. SATTLER. 2003. Halbzeitbewertung des Plans zur Entwicklung des ländlichen Raums gemäß VO (EG) Nr. 1257/1999 des Landes Brandenburg. ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg. 1-303.
- MAYRING, P. 1999. Einführung in die qualitative Sozialforschung. Eine Anleitung zu qualitativem Denken. Weinheim [u.a.]: Beltz.
- MAYRING, P. 1988. Qualitative Inhaltsanalyse. Grundlagen und Techniken. Weinheim, Basel: Beltz.
- MCALPINE, D. F., N. M. BURGESS & D. G. BUSBY. 1998. Densities of Mink Frogs, *Rana septentrionalis*, in New Brunswick Forest Ponds Sprayed with the Insecticide Fenitrothion. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 60: 30-36.
- MCGUIRE, W. J. 1989. Theoretical Foundations of Campaigns. 43-65, in: R. E. RICE & C. K. ATKIN [Hrsg.]. *Public Communication Campaigns*. Newbury Park, California.
- MCISAAC, G. 2003 (pers. Mit.). Nitrataustrag ins Grundwasser und Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer im konventionellen bzw. organischen Landbau. Persönliches Gespräch vom 26.11.2003, University of Illinois, Urbana-Champaign, USA.
- MCISAAC, G. & N. C. MOREY. 1998. Engineer's role in sustainable development: considering cultural dynamics. *Journal of Professional Issues in Engineering Education and Practice* 124: 110-119.
- MCNEILL, D. & P. FREIBERGER. 1996. Fuzzy Logic. Die "unscharfe" Logic erobert die Technik. aktualisierte Taschenbuchausgabe. München: Droemersch Verlagsgesellschaft Th. Knauer. 1-447.

- MEISSNER, R., J. SEEGER & H. RUPP. 1998. Lysimeter studies in East Germany concerning the influence of set aside of extensively farmed land on the seepage water quality. *Agriculture Ecosystems & Environment* 67: 161-173.
- MENDOZA, G. A. & R. PRABHU. 2003. Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. *Forest Ecology and Management* 174: 329-343.
- MERTENS, M. & B. HUWE. 2002. FuN-Balance: a fuzzy balance approach for the calculation of nitrate leaching with incorporation of data imprecision. *Geoderma* 109: 269-287.
- MEUSER, M. & U. NAGEL. 2005. ExpertInneninterviews - vielfach erprobt, wenig bedacht. 71-94, in: A. BOGNER, B. LITTIG & W. MENZ [Hrsg.]. *Das Experteninterview. Theorie, Methode, Anwendung*. Wiesbaden: VS - Verlag für Sozialwissenschaften.
- MEYER, U. 2002. Pflanzenschutzpolitik in Deutschland. Reformbedarf und Handlungsempfehlungen. 1. Auflage. Bonn: AS Druck. 1-68.
- MEYER-AURICH, A. 2005. Economic and environmental analysis of sustainable farming practices - a Bavarian case study. *Agricultural Systems* 86: 190-206.
- MEYER-AURICH, A. 2001. Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. *Agrarökologie* 41, 1-137. Zugl.: Dissertation Universität Potsdam 1999.
- MEYER-AURICH, A., J. SCHULER, K. AUERSWALD, P. ZANDER & H. KÄCHELE. 2001. Trade-off of Soil Protection - Assessing Economic Consequences of Erosion Control. 161-166, in: K. HELMING [Hrsg.]. *Multidisciplinary Approaches to Soil Conservation Strategies*. Münchenberg.
- MITRA, B., H. D. SCOTT, J. C. DIXON & J. M. MCKIMMEY. 1998. Applications of fuzzy logic to the prediction of soil erosion in a large watershed. *Geoderma* 86: 183-209.
- MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg). 2000. Entwicklungsplan für den ländlichen Raum im Land Brandenburg bezogen auf die Flankierenden Maßnahmen des Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL), Abteilung Garantie gem. VO (EG) Nr. 1257/1999 Art. 35 (1) Förderperiode 2000 - 2006. Konsolidierte Fassung vom 19.09.2000, 1-137.
- MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg). 2003. Kommt der Osterhase auch in diesem Jahr. Zur Bestandessituation des Feldhasen in Brandenburg. Internet: <http://www.brandenburg.de/land/mlur/f/feldhas2.html>. (letzter Zugriff: 14.05.2003).
- MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg). 2005. Der Feldhase. *Lepus europaeus*. Internet: <http://www.mlur.brandenburg.de/n/feldhase.htm> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg). 2006. Agrarbericht 2006 - zur Land- und Ernährungswirtschaft des Landes Brandenburg.
- MÜLLER, G. 1997. Fuzzy Logic. Internet: <http://www.gerhardmueller.de/docs/FuzzyLogic/FuzzyLogic.html> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- MÜLLER, K. 1999. Ländliche Räume - Multifunktionalität und Prioritätenverschiebung. *Archives of Agronomy & Soil Sciences* 44: 403-422.
- MÜLLER, K. & H. KÄCHELE. 2000. Nachhaltige Landbewirtschaftung - Anforderungen und Kriterien aus gesellschaftlicher Sicht. *VDLUFA-Schriftenreihe* 55: 45-71.
- MÜLLER, K., V. TOUSSAINT, H.-R. BORK, K. HAGEDORN, J. KERN, U. J. NAGEL, J. PETERS, R. SCHMIDT, T. WEITH, A. WERNER, A. DOSCH & A. PIORR. 2002. Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung. Neue Wege kooperativen Handelns. Weikersheim: Margraf Verlag.
- MÜLLER, M. 1998. Umweltgesetzbuch zwischen Globalisierung und Nachhaltigkeit. 13-19, in: F. E. S. Akademie der Politischen Bildung. *Umweltschutz zwischen Globalisierung und Deregulierung - Die Grenzen des Rechts in der Risikogesellschaft*. Bonn.
- MÜLLER, P. 1996. Klimawandel, Flächenutzungsdynamik und Prädation als populationssteuernde Faktoren beim Feldhasen. *Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V. Bd. 2: Zur Besatzentwicklung des Feldhasen in mitteleuropäischen Niederwildrevieren*: 5-24.

- MUNR (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg). 1995. Daten zur Umweltsituation im Land Brandenburg. Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg aus CIR-Luftbildern. Potsdam.
- MUNR (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg). 1998. Landschaftsprogramm Brandenburg. Potsdam: 1-136.
- MURSCHEL, B. & G. CLEMENS. 2007. Abschätzung der Bodenerosion durch Feldversuche und modellanalytische Ansätze. Internet: <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/Bofaweb/berichte/mzb04/mzb040098.html> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- NAGEL, U. J. 1979. Knowledge Flows in Agriculture: Linking Research, Extension and the Farmer. *Quarterly Journal of International Agriculture* 18: 135-150.
- NEUHAUS-HARDT, C. 1980. Innovationen im Bereich von Fremdenverkehr und Freizeit. *Materialien zur Fremdenverkehrsgeographie* 6: 7-59.
- NIEDER, R. 1999. Bodenbearbeitung und Nährstoffaustrag. 91-115, in: KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) [Hrsg.]. *Bodenbearbeitung und Bodenschutz - Schlußfolgerungen für die gute fachliche Praxis*.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz). 2005. Grundwasserneubildung. Internet: <http://www.nlwkn.niedersachsen.de> (letzter Zugriff: 05.10.2007).
- NOLTEN, R. 1997. Implementation von Naturschutzsonderprogrammen. Eine empirische Untersuchung in Nordrhein-Westfalen. Dissertation Universität Bonn. 1-199.
- NÖTZOLD, R. 2000. Kleinräumige Dispersionsmuster zoophager Fliegen (Diptera: Syrphidae, Empidoidea) im Agrarwirtschaftsraum und ihre Bedeutung für das Naturschutzmanagement. *Agrarökologie* 39: 1-158.
- NOVOTNY, V. 1999. Diffuse Pollution from Agriculture - a Worldwide Outlook. *Water Science and Technology* 39: 1-13.
- ODDERSKAER, P., A. PRANG, J. G. POULSEN, P. N. ANDERSEN & N. ELMEGAARD. 1997. Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agriculture Ecosystems & Environment* 62: 21-29.
- OECD. 1997. *Environmental Indicators for Agriculture*. Paris.
- OECD. 2001a. *Key Environmental Indicators*. Paris.
- OECD. 2001b. *Multifunctionality. Towards an analytical framework*.
- OECD. 2003. *OECD Environmental Indicators. Development, measurement and use*.
- OESAU, A. 1987. *Ackerrandstreifen*. Mainz-Bretzenheim.
- OLDEMAN, L. R., R. T. A. HAKKELING & W. G. SOMBROEK. 1991. *World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation. An Explanatory Note. Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD)*. 2nd revised edition, 1-35. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Wageningen; United Nations Environment Programme, Nairobi.
- OLDHAM, R. S. & D. HILTON-BROWN. 1992. *The Effects of Agricultural Fertilizers on Amphibians - (C): N, P & K Granules Tested Separately*. De Montfort University under contract to English Nature. Contract No. F72-15-10.
- OLDHAM, R. S., D. M. LATHAM, D. HILTON-BROWN & J. G. BROOKS. 1993. *The Effect of Agricultural Fertilisers on Amphibians - (D): The Toxicity of ammonium nitrate, the persistence of fertiliser granules, the effect of organic manure, the wider implication of fertiliser impact*. De Montfort University under contract to English Nature. Contract No. F72-15-10.
- OLDHAM, R. S., D. M. LATHAM, D. HILTON-BROWN, M. TOWNS, A. S. COOKE & A. BURN. 1997. *The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (Rana temporaria) survival*. *Agriculture Ecosystems & Environment* 61: 69-74.
- OLIVER, L. 2001. *The modifiable areal unit problem*. Internet: http://www.geog.ubc.ca/courses/geog516/talks_2001/scale_maup.html (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- OMRON (OMRON Advanced System, I.) 1996. *Fuzzy Logic Filtering Add-in for Microsoft Excel - Flex Filter*.
- OPENSHAW, S. 1984. *The modifiable areal unit problem. Concepts and Techniques in Modern Geography* 38: 41.

- OSTERGAARD, E. & E. KROGH. 2004. Learning Innovation: Teacher Education for a Multidimensional Agriculture. (Pre)Proceedings of the Sixth European IFSA Symposium, 4-7 April, Vila Real, Portugal Vol. II: 497-506.
- OTT, K. 2000. Schwache und starke Nachhaltigkeit. *Agrar- und Umweltjournal* 4: 2-3.
- PACINI, C., A. WOSSINK, G. GIESEN, C. VAZZANA & R. HUIRNE. 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 95: 273-288.
- PANNELL, D. J. & N. A. GLENN. 2000. A framework for economic evaluation and selection of sustainability indicators in agriculture. *Ecological Economics* 33: 135-149.
- PÄTZOLD, R. 1994. Die Lerchen der Welt - Alaudidae. Die neue Brehm Bücherei. Magdeburg: Westarp Wissenschaften. 1-233.
- PAULI, B. D., D. R. COULSON & M. BERRILL. 1999. Sensitivity of amphibian embryos and tadpoles to Mimic® 240 LV insecticide following single or double exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2538-2544.
- PERKINS, A. J., M. J. WHITTINGHAM, R. B. BRADBURY, J. D. WILSON, A. J. MORRIS & P. R. BARNETT. 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation* 95: 279-294.
- PFADENHAUER, M. 2005. Auf gleicher Augenhöhe reden. Das Experteninterview - ein Gespräch zwischen Experte und Quasi-Experte. 113-130, in: A. BOGNER, B. LITTIG & W. MENZ [Hrsg.]. *Das Experteninterview. Theorie, Methode, Anwendung*. Wiesbaden: VS - Verlag für Sozialwissenschaften.
- PIETERSE, N. M., W. BLEUTEN & S. E. JORGENSEN. 2003. Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology* 271: 213-225.
- PONGRATZ, H. 1992. Die Bauern und der ökologische Diskurs: Befunde und Thesen zum Umweltbewußtsein in der bundesdeutschen Landwirtschaft. München, Wien: Profil-Verlag. 1-301.
- POULSEN, J. G. 1996. Behaviour and parental care of Skylark *Alauda arvensis* chicks. *Ibis* 138: 525-531.
- POULSEN, J. G., N. W. SOTHERTON & N. J. AEBISCHER. 1998. Comparative nesting and feeding ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in southern England with special reference to set-aside. *Journal of Applied Ecology* 35: 131-147.
- PRAGER, K. 2002. Akzeptanz von Maßnahmen zur Umsetzung einer umweltschonenden Landbewirtschaftung bei Landwirten und Beratern in Brandenburg. *Kommunikation und Beratung - Sozialwissenschaftliche Schriften zur Landnutzung und ländlichen Entwicklung* 48: 1-151.
- PRAKASA RAO, E. V. S. & K. PUTTANNA. 2000. Nitrates, agriculture and environment. *Current Science* 79: 1163-1168.
- PREISENDÖRFER, P. & A. FRANZEN. 1996. Der schöne Schein des Umweltbewußtseins. Zu den Ursachen und Konsequenzen von Umwelteinstellungen in der Bevölkerung. *Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie* SH 36: 219-243.
- PRETTY, J. 2000. Conditions for successful implementation of sustainable agriculture. 323-343, in: M. HÄRDTLEIN, M. KALTSCHMITT, I. LEWANDOWSKI & H. N. WURL [Hrsg.]. *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft - Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- PRUEGER, J. H., J. L. HATFIELD & T. J. SAUER. 1999. Field-scale metolachlor volatilization flux estimates from broadcast and banded application methods in central Iowa. *Journal of Environmental Quality* 28: 75-81.
- PUPPE, F. 1991. Einführung in Expertensysteme. Berlin: Springer. 1-215.
- PUPPE, F. 1988. Einführung in Expertensysteme. Studienreihe Informatik. Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo: Springer.
- RASKIN, R. 1994. Die Wirkung pflanzenschutzmittelfreier Ackerrandstreifen auf die Entomofauna von Wintergetreidefeldern und angrenzenden Saumbiotopen. Dissertation RWTH Aachen.
- RAUSTIALA, K. & D. G. VICTOR. 1996. Biodiversity since Rio: the future of the Convention on Biological Diversity. *Environment* 38: 16-20.

- REICHERT, D. 2000. Der Einfluß der Landnutzung auf Verdunstung und Grundwasserneubildung. Modellierungen und Folgerungen für das Einzugsgebiet des Glan. PIK Report 79: 1-196.
- REID, W. V., J. A. MCNEELY, D. B. TUNSTALL, D. A. BRYANT & M. WINOGARD. 1993. Biodiversity indicators for policy-makers. Washington.
- REIF, G. 2000. Moderne Aspekte der Wissensverarbeitung. Ein interaktiver Lernbehelf für das Web Based Training. Diplomarbeit an der Technischen Universität Graz, Institut für Informationsverarbeitung und Computergestützte neue Medien (IICM).
- REINKE, E. 1993. Akzeptanz und Bewertung des Niedersächsischen Ackerrandstreifenprogramms dargestellt am Beispiel des Regierungsbezirks Weser-Ems. Diplomarbeit, Universität Göttingen, Fachbereich Agrarwissenschaften. Göttingen.
- RENN, O. 2000. Nachhaltige Entwicklung aus sozialwissenschaftlicher Sicht - Die Vorgehensweise der Akademie für Technikfolgenabschätzung. 39-52, in: M. HÄRDITLEIN, M. KALTSCHMITT, I. LEWANDOWSKI & H. N. WURL [Hrsg.]. Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft - Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- RENTSCH, G. 1988. Die Akzeptanz eines Schutzgebietes - untersucht am Beispiel der Einstellung der lokalen Bevölkerung zum Nationalpark Bayerischer Wald. Münchner Geografische Hefte. Geografisches Institut der Technischen Universität München.
- REUS, J., P. LEENDERTSE, C. BOCKSTALLER, I. FOMSGAARD, V. GUTSCHE, K. LEWIS, C. NILSSON, L. PUSSEMIER, M. TREVISAN, H. V. D. WERF, F. ALFARROBA, S. BLÜMEL, J. ISART, D. MCGRATH & T. SEPPÄLÄ. 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture Ecosystems & Environment* 90: 177-187.
- RICE, C. P., C. B. NOCHETTO & P. ZARA. 2002. Volatilization of trifluralin, atrazine, metolachlor, chlorpyrifos, a-endosulfan and b-endosulfan from freshly tilled soil. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 50: 4009-4017.
- RICHTER, J. 1987. Der Boden als Reaktor. Modelle für Prozesse im Boden. Stuttgart: Enke Verlag.
- RIETZ, F. 1997. Bedeutung ländlicher Innovationssysteme in der Konzeption von GTZ-Projekten. Seminar für ländliche Entwicklung (SLE) HU Berlin. Margraf Verlag. 42-57.
- ROEDENBECK, I. A. E. 2004. Bewertungskonzepte für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landwirtschaft - Fünf Verfahren im Vergleich. Internet: http://www.sozial-oekologische-forschung.org/_media/AgChange-biogum_fb_2004_08.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- ROGERS, E. M. & F. SHOEMAKER. 1971. *Communication of Innovations - A Cross-Cultural Approach*. 2nd Edition. Free Press: New York.
- ROGERS, E. M. 1995. *Diffusion of Innovation*. 4th Edition. New York: Free Press.
- ROGERS, E. M. 2003. *Diffusion of Innovation*. 5th Edition. New York: Free Press.
- ROGERS, E. M. 1962. *Diffusion of Innovations*. New York: Free Press.
- RÖLING, N. G. 1996. Towards an interactive agricultural science. *European Journal of Agricultural Education and Extension* 2: 35-48.
- RÖLING, N. G. 1994. Innovations and the Agricultural Knowledge and Information System. The Setting, Background Materials to the Multimedia Package: "Discoveries on the Farmers' Track" - Print and Pictures on Agricultural Innovation. Wageningen: Peter Linde Productions.
- ROMANOWSKY, T. & M. TOBIAS. 1999. Vergleich der Aktivitätsdichten von Bodenarthropoden (insbesondere Laufkäfern, Carabidae) in zwei agrarisch geprägten Lebensräumen. Untersuchung zum Nahrungspotenzial einer Population der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus Laurenti, 1768*). 49-57, in: A. KRONE, R. BAIER, AND N. SCHNEEWEIß [Hrsg.]. Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- RÖMER, W. 1997. Phosphoraustrag aus der Landwirtschaft in Gewässer. *Wasser & Boden* 49: 51-54.
- ROßBERG, D., V. GUTSCHE, S. ENZIAN & M. WICK. 2002. NEPTUN 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. *Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 98: 1-27.
- ROSSIER, R. 2004. Role Models and Farm Development Options: A Comparison of seven Swiss farm families. (Pre)Proceedings of the Sixth European IFSA Symposium, 4-7 April, Vila Real, Portugal Vol. II: 699-710.

- ROTH, R. 1995. Ertragsabschätzungen für wichtige landwirtschaftliche Kulturpflanzen. 59-61, in: H.-R. BORK, C. DALCHOW, H. KÄCHELE, H.-P. PIORR & K.-O. WENKEL [Hrsg.]. Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Berlin: Verlag Ernst & Sohn.
- ROTMANS, J., R. KEMP & M. B. A. VANASSELT. 2001. More evolution than revolution: transition management in public policy. *Foresight* 3 (1): 15-31.
- RÜHS, M. & W. WICHTMANN. 2005. Agrarpolitische Rahmenbedingungen für die Bewirtschaftung von Sandstandorten. 249-262, in: U. HAMPICKE, B. LITTERSKI & W. WICHTMANN [Hrsg.]. Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin, Heidelberg: Springer.
- RUNGE, T. 2003. Auswirkungen landschaftsplanerischer Zielvorstellungen auf die Landwirtschaft. Berücksichtigung von Umweltqualitätszielen in einem quantitativen Betriebsmodell für einen landwirtschaftlichen Großbetrieb. Dissertation TU Berlin, Fakultät VII Architektur Umwelt Gesellschaft. 1-222.
- RUPPERT, V. 1993. Einfluss blütenreicher Feldrandstrukturen auf die Dichte blütenbesuchender Nutzinsekten insbesondere der Syrphidae (Diptera:Syrphidae). *Agrarökologie* 8: 1-149.
- RUTHSATZ, B., M. EDELMANN & J. ZOLDAN. 1989. Ökologische Begleituntersuchung zum Biotopsicherungsprogramm Ackerrandstreifen des Landes Rheinland-Pfalz. Abschlussbericht, Universität Trier.
- SABA, A. & F. MESSINA. 2003. Attitudes towards organic foods and risk/benefit perception associated with pesticides. *Food Quality and Preference* 14: 637-645.
- SALAMON, S., R. L. FARNSWORTH, D. G. BULLOCK & R. YUSUF. 1997. Family factors affecting adoption of sustainable farming systems. *Journal of Soil and Water Conservation* 52: 265-271.
- SALLENAVE, J. 1994. Giving Traditional Ecological Knowledge its Rightful Place in Environmental Impact Assessment. *CARC - Northern Perspectives* 22 (1).
- SATTLER, C., H. KÄCHELE & G. VERCH. 2007. Assessing the intensity of pesticide use in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119: 299-304.
- SATTLER, C., J. SCHULER & P. ZANDER. 2006. Determination of trade-off functions to analyse the provision of agricultural non-commodities. *International Journal of Agricultural Resources, Governance & Ecology* 5: 309-325.
- SAUPE, G. 1990. Umfang und Verteilung der Wassererosionsschäden an landwirtschaftlichen Kulturen auf Verwitterungsböden auf der Grundlage von Schadprotokollen der Staatlichen Versicherung der DDR. *Archiv Naturschutz Landschaftsforschung* 30: 65-75.
- SAYKOWSKI, F. 1997. Einbindung der Agrar-Umweltindikatoren und Agrarbilanzierungsansätze in Ökobilanzen. 287-290, in: W. DIEPENBROCK, M. KALTSCHMITT, H. NIEBERG & G. REINHARDT [HRSG.]. Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück: Zeller.
- SCHACHERER, A. 1992. Ackerwildkräuter. Hannover.
- SCHACHTSCHABEL, P., H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.-H. HARTGE & U. SCHWERTMANN. 1998. Lehrbuch der Bodenkunde. 14., neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- SCHALITZ, G. 1995 (pers. Mit.). Ertragsschätzungen für Dauergrünland in Nordostdeutschland. Experteneinschätzungen für das Modellsystem MODAM. ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg.
- SCHARPF, H.-C. & G. BAUMGÄRTEL. 1994. Nitrat in Grundwasser und Nahrungspflanzen. aid-Heft 1136/1994. Beyreuth, Heinz Neubert GmbH.
- SCHERFROSE, V. & U. STEER. 1998. Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen in Naturschutzgroßprojekten des Bundes aus Sicht der Projektträger. *Mitteilungen aus der NNA* 3: 59-66.
- SCHMID, U. & J. ZIEGLER. 2004. Die Hain-Schwebfliege. Insekt des Jahres 2004. Internet: http://www.zalf.de/home_zalf/institute/dei/dei/verschiedenes/insekt/insekt04/INDEX.HTM (letzter Zugriff: 05.10.2007).
- SCHMIDT, R. 1987. Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung. *Wissenschaftliche Beiträge Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg* 9: 1-38.

- SCHMIDT, R. 1991. Anthropogene Veränderung und Degradation landwirtschaftlich genutzter Böden in den neuen Bundesländern Deutschlands. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 32: 282-290.
- SCHMIDT, R., D. DEUMLICH, U. FISCHER-ZUJKOW & T. KALETTKA. 2001. Landschaftsökologische Regionalanalyse. Ein Beitrag zur umsetzungsorientierten Landnutzungsplanung im Agrarraum. Naturschutz und Landschaftsplanung. Zeitschrift für angewandte Ökologie 33: 77-83.
- SCHNEEWEIß, N. & U. SCHNEEWEIß. 1997. Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. Salamandra 33: 1-8.
- SCHNEEWEIß, N. 2004 (pers. Mit.). Von der Landwirtschaft ausgehende Gefährdungsursachen für Amphibien. Persönliches Gespräch, 24.02.2004, LUA, Naturschutzstation Niederbarnim, Linum.
- SCHNEEWEIß, N. & R. SCHNEIDER. 2003. Rotbauchunke. *Bombina bombina*. 85-89, in: M. FLADE, H. PLACHTER, E. HENNE & K. ANDERS [Hrsg.]. Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Scharfheide-Chorin-Projektes. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- SCHNEEWEIß, U. & N. SCHNEEWEIß. 1999. Gefährdung von Amphibien durch mineralische Düngung. 59-66, in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIß [HRSG.]. Amphibien in der Agrarlandschaft. Potsdam: Natur & Text.
- SCHNEIDER, F. 1948. Beitrag zur Kenntnis der Generationsverhältnisse und Diapause räuberischer Schwebfliegen (Syrphidae, Diptera). Mitteilungen der Schweizer Entomologischen Gesellschaft 21: 249-285.
- SCHOLLES, F. 1998. Szenariotechnik. Internet: http://www.laum.uni-hannover.de/ilr/lehre/Ptm/Ptm_Szenario.htm (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- SCHÖN, M. 1999. Zur Bedeutung von Kleinstrukturen im Ackerland: Bevorzugt die Feldlerche (*Alauda arvensis*) Störstellen mit Kümmerwuchs? Journal für Ornithologie 140: 87-91.
- SCHRÖDER, D. 1991. Ursachen und Ausmaß der Erosion. Berichte über Landwirtschaft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit SH 205: 16-27.
- SCHULER, J. 2008. An Economic Analysis of the Implementation Options of Soil Conservation Policies. Dissertation Universität Hohenheim (in Vorbereitung).
- SCHULTZ, A. & R. WIELAND. 1995. Die Modellierung von biotischer Komponenten im Rahmen von Agrarlandschaften. Archiv Naturschutz Landschaftsforschung 34: 79-98.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL & M. KAINZ. 1987. Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. 1-64.
- SEC (European Commission). 2005. Impact Assessment Guidelines. Internet: http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/SEC2005_791_IA%20guidelines_annexes.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008)
- SHANTEAU, J., D. J. WEISS, R. THOMAS & J. C. POUNDS. 2002. Performance-based assessment of expertise: How to decide if someone is an expert or not. European Journal of Operational Research 136: 253-263.
- SHRESTHA, R. K. & J. K. LADHA. 2002. Nitrate pollution in groundwater and strategies to reduce pollution. Water Science and Technology 45: 29-35.
- SIEVER, E., S. SPAINHOUR & N. PATWARDHAN. 2000. Perl in a Nutshell. 1. Auflage. Köln: O'Reilly. 1-707.
- SISOLEFSKY, D. 1993. Erhaltung von Ackerwildkräutern - Ziele, Ergebnisse und Perspektiven von Ackerrandstreifenprogrammen. Diplomarbeit, Institut für Landespflege und Naturschutz, Universität Hannover.
- SIVANESAN, S. D., K. KRISNAMURTHI, S. D. WACHASUNDER & T. CHAKRABARTI. 2004. Genotoxicity of pesticide waste contaminated soil and its leachate. Biomedical and Environmental Sciences 17: 257-265.
- SMIL, V. 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. Ambio 31: 126-131.
- SOMMER, C. & J. BRUNOTTE. 1997. Kriterien für eine bodenschutzorientierte Landbewirtschaftung. 55-79, in: W. DIEPENBROCK, M. KALTSCHMITT, H. NIEBERG & G. REINHARDT [Hrsg.]. Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück: Zeller.

- SØRENSEN, G. D. BENDING, C. S. JACOBSON, A. WALKER & J. AAMAND. 2003. Microbial degradation of isoproturon and related phenylurea herbicides in and below agricultural fields. *FEMS Microbiology Ecology* 45: 1-11.
- SPIEB, A. 2001. Die Habitatfunktion von Gewässerrandstreifen für Jungamphibien. Diplomarbeit an der Universität Potsdam, Studiengang Geoökologie. Potsdam.
- SPITTLER, H. 1987. Zur Ursache des sprunghaften Streckenrückganges beim Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778) in den Jahren 1978 und 1979. *Zeitschrift Jagdwissenschaften* 33: 175-184.
- SPITTLER, H. 2001. Situation des Feldhasen in Nordrhein-Westfalen und Ursachen für den Streckenrückgang. *NUA-Seminarberichte* 7: 23-33.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 1985. Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Stuttgart und Mainz: W. Kohlhammer Verlag. 1-432.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 1994. Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 1-380.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 1996. Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Kurzfassung. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 1-468.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 1998a. Sondergutachten Grundwasserschutz 1998. Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 1-209.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 1998b. Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Kurzfassung. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 1-390.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 2000. Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Kurzfassung. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 1-688.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 2002. Umweltgutachten 2002. Für eine Vorreiterrolle. Kurzfassung. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 1-550.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen). 2004. Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Kurzfassung. 1-153.
- STACHOW, U., G. BERGER, J. BACHINGER, J. HUFNAGEL, C. SATTLER & P. ZANDER. 2002a. Lebensraumqualität von Ackerflächen. in: T. PESCHEL, J. MRZLJAK, AND G. WIEGLEB [Hrsg.]. *Landschaft im Wandel - Ökologie im Wandel*. Göttingen: Verlag Die Werkstatt.
- STACHOW, U., G. BERGER & A. WERNER. 2002b. Folgenabschätzung landwirtschaftlicher Produktionstechnik auf die Habitatqualität von Ackerflächen und Agrarlandschaften. *Schriftenreihe des BMVEL, Angewandte Wissenschaft* 494: 120-126.
- STACHOW, U., J. HUFNAGEL, M. GLEMNITZ, G. BERGER, J. BACHINGER, P. ZANDER & C. SATTLER. 2002c. Indicators of Landscape Functions Related to Modifications and Patterns of Agricultural Systems. *Conference Proceedings, NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators*. October 7-9, 2002, Oslo, Sweden. 1-8.
- STEIN-BACHINGER, K. & S. FUCHS. 2004. Wie kann der Lebensraum Acker im großflächigen Ökologischen Landbau für Feldvögel und Feldhase optimiert werden? *Landbauforschung Völknerode, FAL Agricultural Research, Special Issue* 272: 1-14.
- STEIN-BACHINGER, K., S. FUCHS, F. GOTTWALD, J. GRIMM, A. HELMECKE, H. SCHOBERT, P. ZANDER & J. BACHINGER. 2005a. Naturschutzfachliche Optimierung des großflächigen Ökolandbaus am Beispiel des Demeterhofes Ökodorf Brodowin. *Optimisation of nature conservation in large-scale organic agriculture taking the Demeter farm Ökodorf Brodowin as an example*. *ZALF-Jahresbericht 2004*: 40-47.
- STEIN-BACHINGER, K., P. ZANDER, H. SCHOBERT & F. FRIELINGHAUS. 2005b. New ways of increasing biodiversity on organic farms and their effects on profitability - the Nature Conservation Farm Brodowin. In: KÖPKE, U. et al. [Hrsg.]. *Proceedings of the 1st Scientific Conference of the International Society of Organic Agriculture Research (ISOFAR)*, Adelaide, Australien.
- STOEGER, M. & N. SCHNEEWEIß. 1999. Zeitliche und räumliche Aspekte beim Schutz von Amphibien in der Agrarlandschaft des Barnims. 41-48, in: A. KRONE, R. BAIER & N. SCHNEEWEIß [HRSG.]. *Amphibien in der Agrarlandschaft*. Potsdam: Natur & Text.
- STOLL, S. 1998. Ursachen der Akzeptanzprobleme bei der Ausweisung von Großschutzgebieten. 49-55, in: BFN (Bundesamt für Naturschutz) [Hrsg.]. *Zur gesellschaftlichen Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen*.

- STOLL, S. 1999. Akzeptanzprobleme bei der Ausweisung von Großschutzgebieten. Ursachenanalyse und Ansätze zu Handlungsstrategien. Europäische Hochschulschriften. Frankfurt am Main, Berlin, Bern, Bruxelles, New York, Wien: Peter Lang - Europäischer Verlag der Wissenschaften. 1-237.
- STONEHOUSE, D. P. 2004. Sustainability issues in the agri-food sector in Ontario, Canada. *Journal of Sustainable Agriculture* 23: 109-124.
- STRÄTER, D. 1988. Szenarien als Instrument der Vorausschau in der räumlichen Planung. 417-440, in: Akademie für Raumforschung und Landesplanung [Hrsg.]. *Regionalprognosen. Methoden und ihre Anwendung*. Hannover.
- STRAUB, E. & K. POHLMAYER. 2001. Zur Populationsökologie des Feldhasen. *NUA-Seminarberichte* 7: 5-20.
- STROTDREES, J. 1990. Die Wirkung unterschiedlicher Produktionstechniken auf die Segetalflora im Ackerschonstreifen untersucht an zwei in ihrer abiotischen Faktorenausstattung unterschiedlichen Standorten. Dissertation, Universität Kiel.
- STÜRKEN, K. 1961. Die Bedeutung der Imaginalernährung für das Reproduktionsvermögen der Syrphiden. *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* 51: 385-417.
- TAI, T. 2000. Der ACCESS-Berater. Das praxisnahe und kompetente Nachschlagewerk für ihren erfolgreichen Einsatz von Microsoft-ACCESS.
- TAPPER, S. C. & R. F. W. BARNES. 1986. Influence of Farming Practice on the Ecology of the Brown Hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology* 23: 39-52.
- THE MATH WORKS. 1998b. MATLAB - The Language of Technical Computing. Computation, Visualisation, Programming. User's Guide. Natick: The Math Works, Inc.
- THE MATH WORKS. 1998a. Fuzzy Logic Toolbox - For Use with MATLAB. User's Guide. Natick: The Math Works, Inc.
- THIERE, J., D. DEUMLICH, J. KIESEL, L. LAACKE, M. LENTZ-WOROBJEW & L. VÖLKER. 2002. Standortbeurteilung und Standortvergleiche nach Programm "VERMOST" (Vergleichsmethode Standort). 200-204, in: K. WILD, R. A. E. MÜLLER & U. BIRKNER [Hrsg.]. *Informations- und Qualitätsmanagement: Neue Herausforderungen von Politik und Markt an die Agrar- und Ernährungswirtschaft*.
- THOMS, M. & M. ZERNING. 2003. Im Land Brandenburg vorkommende Tierarten - Gefährdungs- und Schutzstatus. Stand Januar 2003. Internet: http://www.mlur.brandenburg.de/n/cites_02.pdf (letzter Zugriff: 18.06.2004).
- TIETZE, F. & N. GROSSER. 1985. Zur Bedeutung von Habitatsinseln in der Agrarlandschaft aus tierökologischer Sicht. *Hercynia N. F. Leipzig* 22: 60-71.
- TOEPFER, S. & M. STUBBE. 2001. Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. *Journal für Ornithologie* 142: 184-194.
- TOTTEWITZ, F. 1993. Erste Ergebnisse zur Lebensraumnutzung und Aktivitätsperiodik des Feldhasen (*Lepus europaeus*) in großflächig landwirtschaftlich genutzten Gebieten. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 18: 135-139.
- TOUSSAINT, V. 2002. Das Verbundprojekt GRANO. Der Forschungsansatz. 9-28, in: K. MÜLLER, V. TOUSSAINT, H.-R. BORK, K. HAGEDORN, J. KERN, U. J. NAGEL, J. PETERS, R. SCHMIDT, T. WEITH, A. WERNER, A. DOSCH & A. PIORR [Hrsg.]. *Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung. Neue Wege kooperativen Handelns*. Weikersheim: Margraf Verlag.
- TRAEGER, D. H. 1994. Einführung in die Fuzzy-Logik. 2. Auflage. Stuttgart: B. G. Teubner. 1-176.
- TRINKWV. 2001. Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001. Internet: http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/trinkwv_2001 (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- TSIHRINTZIS, V. A., H. R. FUENTES & R. K. GADIPUDI. 1997. GIS-Aided Modeling of Nonpoint Source Pollution Impacts on Surface and Ground Waters. *Water Resources Management* 11: 207-218.
- TURPIN, N. & J.-P. BOUSSET. 2006. Template for the conceptual evaluation of environmental indicators. Working paper. Seamless-Project (www.seamless-ip.org).
- TÜXEN, R. 1962. Gedanken zur Zerstörung der mitteleuropäischen Ackerbiozosen. *Mitt. flor. -soz. Arbeitsgem. Stolzenau* 9: 60-61.

- UBA (Umweltbundesamt). 1997. Nachhaltiges Deutschland - Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung.
- UBA (Umweltbundesamt). 2000a. Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. Untersuchungsergebnisse 1996 bis 1999. Internet: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser/pfsm.pdf> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- UBA (Umweltbundesamt). 2000b. Ziele für die Umweltqualität - Eine Bestandsaufnahme. Beiträge zur nachhaltigen Entwicklung. Erich Schmidt.
- UBA (Umweltbundesamt). 2003a. Nährstoffe in Fließgewässern. Internet: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s4_32.htm (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- UBA (Umweltbundesamt). 2003b. Phosphor- und Stickstoffemissionen. Internet: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/wsektor/wasserdoku/german/s16.html> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- UBA (Umweltbundesamt). 2003c. Wasser - Oberflächengewässer: Pestizide. Internet: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s4_6.htm (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- UBA (Umweltbundesamt). 2004. Umweltdaten online: Pflanzenschutzmittelwirkstoffmengen, die im Geltungsbereich des Pflanzenschutzgesetzes abgegeben wurden (1990-2002) nach Angaben des BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft); Statistisches Jahrbuch Landwirtschaft. Internet: <http://www.env-it.de/umweltdaten> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- UNEP (United Nations Environment Programme). 1999. Development of indicators of biological diversity. UNEP/CBS/SBSTTA/5/12, Subsidiary body on scientific, technical and technological advise.
- UNEP-WCMC (United Nations Environment Programme - World Conservation Monitoring Centre). 2002. 'World Atlas of Biodiversity' First Map-Based View of Earth's Living Resources. Internet: <http://www.unep-wcmc.org> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- UNWIN, D. J. 1996. GIS, spatial analysis and spatial statistics. *Progress in Human Geography* 20: 540-551.
- Uthes, S. 2005. NCO-Produktion auf dem Naturschutzhof Brodowin - MODAM Anwendung am Beispiel der Zielart Feldhase (*Lepus europeus*). Masterarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin.
- VAN DEN BAN, A. B. & H. S. HAWKINS. 1996. *Agricultural Extension. Second Edition.* Blackwell Science.
- VAN DER BRUGGEN, B. & C. VANDECASTEELE. 2003. Removal of pollutants from surface water and ground water by nanofiltration: overview of possible applications in the drinking water industry. *Environmental Pollution* 122: 435-445.
- VAN DER WERF, H. M. G. & C. ZIMMER. 1998. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere* 36: 2225-2249.
- VAN HUYLENBROECK, G. 2005. Modelling the impact of policies on multifunctional farming and uptake of agri-environmental measures. *Proceedings of the MultAgri Workshop, 7-8 February, 2005, Müncheberg, Germany.*
- VAN LOON, E., J. BROWN & G. HEUVELINK. 2005. Guidelines for assessing data uncertainty in river basin management studies. 2. Methodological considerations. Internet: <http://www.harmonirib.com/download/ChaptGadu.htm> (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- VAUGHAN, N., E. A. LUCAS, S. HARRIS & P. C. L. WHITE. 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* 40: 163-175.
- VERCH, G. 2005 (pers. Mit.). Kulturspezifische Pflanzenschutzmittelintensität in der Region Prenzlau. Persönliches Gespräch vom 07.02.2005, ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg.
- VICKERY, J., N. CARTER & R. J. FULLER. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89: 41-52.
- VICTORINO, S. C. & H.-P. BLUME. 1995. Der Einfluß der Bewirtschaftung auf das Bodengefüge und die Dynamik der Aggregatsstabilität verschiedener Ackerböden einer norddeutschen Möränenlandschaft. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76: 45-48.
- VIERHAUS, H. 2001. Warum steht der Feldhase auf der Roten Liste? *NUA-Seminarberichte* 7: 63-6846.

- VISMARA, C., V. BATTISTA, G. VAILATI & R. BACCHETTA. 2000. Paraquat induced embryotoxicity on *Xenopus laevis* development. *Aquatic Toxicology* 49: 171-179.
- VOLLMER, A. & W.-R. GROßE. 1999. Vergleichende Betrachtung zur Habitatnutzung der Rotbauchunke (*Bombina bambina* L.) in Grünlandbiotopen der Elbaue bei Dessau (Sachsen-Anhalt). 29-40, in: A. KRONE, R. BAIER, AND N. SCHNEEWEIß [Hrsg.]. *Amphibien in der Agrarlandschaft*. Potsdam: Natur & Text.
- VON ZECH, F. 1999. *Landwirtschaft und Naturschutz im Konflikt*. Diskussionspapiere, Institut für Rurale Entwicklung, Universität Göttingen 29.
- VOß, A. 2000. Nachhaltigkeit als umfassendes Entwicklungsziel - Vision oder Irrweg? 53-68, in: M. HÄRDTLEIN, M. KALTSCHMITT, I. LEWANDOWSKI & H. N. WURL [HRSG.]. *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft - Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- VU, A. 2000. *Lepus europaeus*. European Hare, Brown Hare, Common Hare.
- WAHMHOFF, W. 1997. Schlußbetrachtung. 313-314, in: W. DIEPENBROCK, M. KALTSCHMITT, H. NIEBERG & G. REINHARDT [HRSG.]. *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen*. Osnabrück: Zeller.
- WAKEHAM-DAWSON, A. & N. J. AEBISCHER. 1998. Factors determining winter densities of birds on Environmentally Sensitive Area arable reversion grassland in southern England, with special reference to skylarks (*Alauda arvensis*). *Agriculture Ecosystems & Environment* 70: 189-201.
- WAKEHAM-DAWSON, A., K. SZOSZKIEWICZ, K. STERN & N. J. AEBISCHER. 1998. Breeding skylarks *Alauda arvensis* on Environmentally Sensitive Area arable reversion grass in southern England: survey-based and experimental determination of density. *Journal of Applied Ecology* 35: 635-648.
- WALKER, G. R., L. ZHANG, T. W. ELLIS, T. J. HATTON & C. PETHERAM. 2002. Estimating impacts of changed land use on recharge: review of modelling and other approaches appropriate for management of dryland salinity. *Hydrogeology Journal* 10: 68-90.
- WALZ, R. et al. 1997. Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem - Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. Forschungsbericht 101 05 016, UBA-FB 97-022. 1-470.
- WALZ, R., K. OSTERTAG & N. BLOCK. 1995. Synopse ausgewählter Indikatorenansätze für Sustainable Development. Bericht im Rahmen des Forschungsvorhabens "Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung" des Bundesumweltamtes. Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung Karlsruhe. 1-73.
- WANDER, M. M. 2003 (pers. Mit.). Wassererosion und Bodenschutzmaßnahmen. Persönliches Gespräch vom 20.11.2003, University of Illinois, Urbana-Champaign, USA.
- WARCUP, C. 2004. Von der Landkarte zum GIS. Eine Einführung in Geografische Informationssysteme. 1. Auflage. Norden, Halmstad: Points Verlag. 1-115.
- WASCHER, D. M. 2000. *Agri-environmental Indicators for Sustainable Agriculture in Europe*. Tilburg: European Centre for Nature Conservation (ECNC).
- WCDE (The World Commission on Environment and Development). 1987. *Our common future* [Brundtland-Report]. Oxford University Press.
- WEERSINK, A., J. LIVERNOIS, J. F. SHOGREN & J. S. SHORTLE. 1998. Economic Instruments and Environmental Policy in Agriculture. *Canadian Public Policy* 24 (3): 303-327.
- WEGENER, H.-J. 2000. Der Feldhase auf der Roten Liste. *Forst und Holz*, 55. Jg.: 456-457.
- WEIBULL, A.-C., Ö. ÖSTMAN & A. GRANQVIST. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation* 12: 1335-1355.
- WEISS, E. & C. STETTNER. 1991. Unkräuter in der Agrarlandschaft locken blütenbesuchende Nutzinsekten an. *Agrarökologie* 1: 1-104.
- WERF, H. M. G. V. D. & J. PETIT. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment* 93: 131-145.

- WERNER, A., G. BERGER, U. STACHOW & M. GLEMNITZ. 2000. Abschätzung der Auswirkungen transgener Sorten auf Umweltqualitätsziele. Internet: http://www.bats.ch/bats/publikationen/nachhaltige_landwirtschaft/nachhaltige_landwirtschaft4-6.pdf (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- WERNSTEDT, J. & F. ROß. 2001. Entwurf von Fuzzy-Reglern zur Sollwert-Regelung an realen Prozessen. Praktikum Fuzzy und Neuro Control - Versuch WBS 1.
- WHITE, A. J., S. D. WRATTAN, N. A. BERRY & U. WEIGMANN. 1995. Habitat manipulation to enhance biological control of Brassica pests by hover flies (Diptera: Syrphidae). *Journal of Economic Entomology* 88 (5): 1171-1176.
- WIELINGA, B. & J. BREUKER. 1984. Interpretation of Verbal Data for Knowledge Acquisition. *ECAI (Conference on Artificial Intelligence)* 84 (41): 50.
- WIJNANDS, F. G. 2000. A methodical way of prototyping more sustainable farming systems in interaction with pilot farms. 365-389, in: M. HÄRDITLEIN, M. KALTSCHMITT, I. LEWANDOWSKI & H. N. WURL [HRSRG.]. *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft - Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- WIKIPEDIA. Die freie Enzyklopädie. Internet: <http://de.wikipedia.org>.
- WILKENS, H. 1979. Die Amphibien des mittleren Elbetals: Verbreitung und Ökologie der Rotbauchunke. *Natur und Landschaft*, 54. Jg.: 46-50.
- WILSON, J. D., J. EVANS, S. J. BROWNE & J. R. KING. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34: 1462-1478.
- WILSTAKE, L. & R. PLANKL. 1988. Freiwillige Produktionsminderung. Empirische Analyse. Akzeptanz und Wirkungen des niedersächsischen Grünbracheprogramms und anderer Angebote zur freiwilligen Produktionsminderung. Schriftenreihe des Bundesministerers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 357.
- WISCHMEIER, W. H. & D. D. SMITH. 1978. Predictiong rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. *USDA Handbook No. 537*.
- WORRALL, F. & T. BESIEN. 2005. The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. *Journal of Hydrology* 303: 92-107.
- WRATTEN, S. D., M. H. BOWIE, J. M. HICKMAN, A. M. EVANS, J. R. SEDCOLE & J. M. TYLIANAKIS. 2003. Field boundaries as barriers to movement of hover flies (Diptera: Syrphidae) in cultivated land. *Oecologia* 134: 605-611.
- ZADEH, L. A. 1996. Fuzzy logic equals computing with words. *Ieee Transactions on Fuzzy Systems* 4: 103-111.
- ZADEH, L. A. 1965. Fuzzy Sets. *Information and Control* 8: 338-353.
- ZAHRADNIK, J. & J. CIHAR. 1996. *Der Kosmos-Tierführer*. Stuttgart: Franckh-Kosmos Verlag.
- ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.), Müncheberg. 2006. Jahresdaten zu Niederschlägen und Lufttemperaturen, Klimastation Dedelow. Internet: http://www.zalf.de/home_zalf/institute/zentral/fs/fs/fsd/aktuelles.html (letzter Zugriff: 27.06.2008).
- ZANDER, P. 2003. *Agricultural Land Use and Conservation Options - a Modelling Approach*. Dissertation. Universität Wageningen, Niederlande. 1-221.
- ZANDER, P. 2001. Interdisciplinary Modelling of Agricultural Land Use: MODAM - Multi Obcejtive Decision Support Tool for Agroecosystem Management. 155-160, in: K. HELMING [Hrsg.] *Multidisciplinary Approaches to Soil Conservation Strategies*. Müncheberg.
- ZANDER, P. & H. KÄCHELE. 1999. Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. *Agricultural Systems* 59: 311-325.
- ZANDER, P., H. KÄCHELE & A. MEYER-AURICH. 1999. Development and Application of a Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management (MODAM). *Quarterly Bulletin of the International Association of Agricultural Information Specialists XLIV*: 66-72.
- ZIMMERMANN, F., M. DÜVEL & A. HERMANN. 2006. *Biotopkartierung Brandenburg. Bd. 2. Beschreibung der Biotoptypen*. Potsdam.
- ZIMMERMANN, F., M. DÜVEL, A. HERMANN, A. STEINMEYER, F. BECKER, M. FLADE & H. MAUERSBERGER. 2003. *Biotoptypenkartierung Brandenburg. Bd. 1 Kartieranleitung und Anlagen*. Potsdam.

- ZIMMERMANN, H.-J., J. ANGSTENBERGER et al. 1993. Fuzzy Technologien: Prinzipien, Werkzeuge, Potentiale. Düsseldorf: VDI. 1-251.
- ZMP (Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle). 2006. Milchpreisvergleich 2006 - Jahresauswertung Deutschland und Regionen 2005.
- ZOCKLER, C. 1988. Wetland meadow flora and pollinating insects: their importance in grassland expansion. Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 6 (1/2).
- ZUCKER, L. A. & L. C. BROWN. 1998. Agricultural Drainage. Water Quality Impacts and Subsurface Drainage Studies in the Midwest. Ohio State University Extension Bulletin 871.

11 Anhang

11.1 Anhang A – Tabellen zur ökologischen Bewertung

Anhang A - 1: Erläuterung der Kulturenkürzel und Anzahl der Anbauvarianten

Typ ¹	Kult	Erläuterung	Kultur- gruppe ²	WinSom ³	Anzahl Anbauvarianten ⁴	
					PS ⁵ 1	PS ⁵ 2/3
AL	ABO	Ackerbohnen, Korn	Kleg	1	-	4
AL	BRA	Dauerstilllegung IL	Sti	2	5	-
AL	ERB	Erbsen, allgemein	Kleg	1	3	-
AL	FER	Futtererbsen, Korn	Kleg	1	-	4
AL	GLU	Gelbe Lupine, Korn	Kleg	1	3	4
AL	HAF	Hafer	Ge	1	8	41
AL	LKG	Luzerne-Kleegras, Grünfütternutzung	Fleg	2	-	2
AL	LKH	Luzerne-Kleegras, Heunutzung	Fleg	2	-	2
AL	LKS	Luzerne-Kleegras, Silagenutzung	Fleg	2	-	2
AL	LZG	Luzernegras, Grünfütternutzung	Fleg	2	1	-
AL	LZS	Luzernegras, Silagenutzung	Fleg	2	3	-
AL	OLE	Öllein	Ge	1	2	-
AL	SBL	Sonnenblumen	Blatt	1	2	-
AL	SGE	Sommergerste	Ge	1	11	34
AL	SKA	Speisekartoffeln	Blatt	1	3	7
AL	SMA	Silomais	Blatt	1	10	7
AL	ST0	Stilllegung OL, begrünt, Ansaatjahr	Sti	2	-	1
AL	ST1	Stilllegung OL, begrünt, 1. Folgejahr	Sti	2	-	2
AL	STI	Rotationsstilllegung IL	Sti	2	5	-
AL	SWE	Sommerweizen	Ge	1	2	11
AL	TRI	Triticale	Ge	0	6	18
AL	WGE	Wintergerste	Ge	0	9	10
AL	WRA	Winterrraps	Blatt	0	3	6
AL	WRO	Winterroggen	Ge	0	11	38
AL	WWE	Winterweizen	Ge	0	10	11
AL	ZRU	Zuckerrüben, allgemein	Blatt	1	13	-
GL	GGx	Grünland, Grünfütternutzung, 2 Schnitte	GL	2	1	2
GL	HHx	Grünland, Heunutzung, 2 Schnitte	GL	2	1	2
GL	SSx	Grünland, Silagenutzung, 2 Schnitte	GL	2	1	2
GL	WWx	Grünland, Weidenutzung, 2 Nutzungen	GL	2	1	2
Σ					110 (AL) + 4 (GL)	205 (AL) + 8 (GL)

¹ Typ: AL = Ackerland; GL = Grünland

² Kulturgruppe: Ge = Getreide; Blatt = Blattfrucht; Kleg = Körnerleguminose; Fleg = Futterleguminose; Sti = Stilllegung

³ Winterung/Sommerung: 0 = Winterung; 1 = Sommerung; 2 = beides, mehrjährige Kultur

⁴ Anbauvarianten sind jeweils differenziert für 3 Ackerzahlklassen, bzw. 2 Nutzungsintensitäten auf Grünland

⁵ Produktionssystem: für Ackerland: PS 1 = integrierter Landbau (IL); PS 2 = organischer Landbau (OL); für Grünland: PS 1 = Intensive Nutzung; PS 3 = Extensive Nutzung;

Anhang A - 2: C-Faktoren für die Region Prenzlau-West

Kult ¹	C-Faktor			Korrekturfaktor
	Standardverfahren ²	Mittelwert über alle Anbauvarianten ³	Schwankungsbereich ³	
ABO	0,060	0,053	0,036 - 0,078	0,10
BRA	1,000	0,534	0,370 - 0,651	1,00
ERB	0,048	0,040	0,031 - 0,048	0,06
FER	0,048	0,042	0,029 - 0,063	0,08
GLU	0,100	0,089	0,055 - 0,123	0,15
HAF	0,070	0,053	0,030 - 0,074	0,08
LKG	0,007	0,025	0,018 - 0,032	0,25
LKH	0,007	0,046	0,035 - 0,059	0,25
LKS	0,007	0,041	0,031 - 0,053	0,25
LZG	0,007	0,006	0,004 - 0,007	0,25
LZS	0,007	0,008	0,007 - 0,009	0,25
OLE	0,157	0,123	0,077 - 0,160	0,14
SBL	0,200	0,156	0,098 - 0,204	0,18
SGE	0,040	0,034	0,020 - 0,048	0,05
SKA	0,180	0,157	0,086 - 0,189	0,15
SMA	0,280	0,251	0,145 - 0,316	0,27
ST0	0,006	0,005	0,004 - 0,009	0,51
ST1	0,005	0,012	0,009 - 0,014	0,51
STI	0,005	0,005	0,005 - 0,009	0,51
SWE	0,060	0,056	0,039 - 0,065	0,07
TRI	0,100	0,082	0,040 - 0,115	0,27
WGE	0,040	0,036	0,019 - 0,049	0,14
WRA	0,080	0,076	0,044 - 0,099	0,23
WRO	0,050	0,038	0,019 - 0,063	0,18
WWE	0,110	0,106	0,054 - 0,122	0,28
ZRU	0,250	0,201	0,123 - 0,271	0,23

¹ Kult, siehe Anhang A - 1 zur Erläuterung der Abkürzungen

Quelle: ²nach DEUMLICH (2004; pers. Mit.); ³Ergebnis eigener Modellrechnungen

Anhang A - 3: Liste der beteiligten Experten (alphabetisch geordnet)

Name	Institution	Themenfelder	Beteiligung ²
Bachinger, J., Dr.	ZALF Müncheberg, LN	- Indikatoren Nitrataustrag, Nährstoffverluste - N-Fixierungsleistung von Leguminosen - MODAM: pflanzenbauliche Aspekte, Definition Anbauverfahren Ackerbau, organischer Landbau	PG KA (MODAM)
Berger, G., Dr.	ZALF Müncheberg, LN	- Indikatoren (biotisch): Amphibien, Feldlerche, Feldhase, Schwebfliege, Segetalflora - Einschätzung kulturspezifischer Eignungswerte, arbeitsgangabhängiger Störungswirkung, sensible Zeiträume - Habitatansprüche und -qualität	PG
Deumlich, D., Dr.	ZALF Müncheberg, BF	- Indikator: Wasserosion - Einschätzung einflussnehmender Parameter - Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG): C- Faktoren der Ackerkulturen für Modellregion	PG, EM, TE
Dölling, S.	Fachhochschule Eberswalde,	- GIS: Analysen mit ArcInfo	KA (GRANO)
Dürr, S.	ZALF Müncheberg, LN	- Indikator: Amphibien - Einschätzung arbeitsgangabhängiger Störungswirkung, sensible Zeiträume	PG

(Fortsetzung nächste Seite)

Anhang

Name	Institution	Themenfelder	Beteiligung ²
Frielinghaus, M., Prof. Dr.	ZALF Müncheberg, BF	- Indikator: Wassererosion - Einschätzung einflussnehmender Parameter - Bodenschutz, Bodenbedeckung - reduzierte Bodenbearbeitung	PG
Fuchs, S.	Ökodorf Brodowin e.V.	- Indikator: Feldhase - Einschätzung kulturspezifischer Eignungswerte, Arbeitsgangabhängiger Störungswirkung, sensible Zeiträume	PG, EM, TE
Helmecke, A.	Ökodorf Brodowin e.V.	- Indikator: Amphibien - Einschätzung kulturspezifischer Eignungswerte, Arbeitsgangabhängiger Störungswirkung, sensible Zeiträume	PG, EM, TE
Herrmann, M.	Öko-Log Freilandforschung, Parlow	- Indikatoren: Feldvögel, Feldlerche - Einschätzung einflussnehmender Parameter	PG
Hufnagel, J.	ZALF Müncheberg, LN	- MODAM: pflanzenbauliche Aspekte, Definition Anbauverfahren, Ackerbau, integrierter Anbau	KA (MODAM)
Kächele, H., Prof. Dr.	ZALF Müncheberg, SO	- MODAM: Modellaufbau insgesamt, ökonomische Partialanalyse	KA (MODAM)
Kiesel, J., Dr.	ZALF Müncheberg, LA	- GIS-Analysen, Anwendung der Moving-Window-Technologie	PG
Masiunas, J., Associate Prof. ³	University of Illinois, Urbana-Champaign	- Indikatoren: Segetalflora - Vergleich der Umweltwirkungen im konventionellen vs. Organischen Landbau, insbesondere der Maßnahmen zur Unkrautkontrolle	PG
Mclsaac, G.; Associate Prof. ³	University of Illinois, Urbana-Champaign	- Indikatoren: Nitrataustrag, Nährstoffeinträge - Vergleich Nitratauswaschung/Nährstoffeinträge konventioneller vs. organischer Landbau	PG
Mendoza, G., Associate Prof. ³	University of Illinois, Urbana-Champaign	- Fuzzy-Logik, methodische Aspekte - multikriterielle Analysen - Szenariotechniken	PG, EM
Meyer-Aurich, A., Dr.	ATB Potsdam-Bornim, Abt.: Technikbewertung und Stoffkreisläufe	- MODAM: Vorgehensweise bei der ökologischen Bewertung allgemein	PG, EM, TE
Onstad, D.; Associate Prof. ³	University of Illinois, Urbana-Champaign	- Modellierung und Modelldesign - Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft	PG, EM
Schalitz, G., Dr.	ZALF, FS Landwirtschaft, Paulinenaue	- MODAM: pflanzenbauliche Aspekte, Definition der Anbauverfahren, Bereich Grünland	PG, EM, TE
Schneeweiß, N., Dr.	Landesumweltamt Brandenburg, Naturschutzstation Rhinluch; Linum	- Indikatoren: Amphibien - Wanderungszeiträume, Einschätzung Arbeitsgangabhängiger Störungswirkung - Habitatansprüche	PG, EM, TE
Schuler, J.	ZALF Müncheberg, SO	- MODAM: ökonomische Partialanalyse, LP-Modelle, Optimierungsläufe, Definition politischer Rahmenbedingung, Szenariendefinition	KA (MODAM)
Stachow, U., Dr.	ZALF Müncheberg, LN	- Indikatoren: Feldlerche, Feldhase, Schwebfliege, Segetalflora - Biodiversität/Habitatqualität - Einschätzung kulturspezifischer Eignungswerte, Arbeitsgangabhängiger Störungswirkung, sensible Zeiträume	PG
Stein-Bachinger, K., Dr.	ZALF Müncheberg, LN/ Ökodorf Brodowin e.V.	- Indikatoren: Nährstoffverluste N/P, biotische Indikatoren allgemein - Anrechnung organischer Düngemittel (P) - Einschätzung der Arbeitsgangabhängigen Störungswirkung für biotische Indikatoren	PG, EM, TE

(Fortsetzung nächste Seite)

Anhang A – Tabellen zur ökologischen Bewertung

Name	Institution	Themenfelder	Beteiligung²
Verch, G., Dr.	ZALF, FS Landwirtschaft, Dedelow	- Indikator: Pestizideintragsgefährdung Gewässer – Pflanzenschutzmittelintensität in der Region Prenzlau, eingesetzte Mittelgruppen	PG, EM, TE
Voss, M.	ZALF Müncheberg, LA	- Fuzzy-Logik: methodische Aspekte - Programmierung in Perl - GIS: Analysen ArcInfo, Visualisierung ArcView	KA (GRANO)
Wander, M., Associate Prof. ³	University of Illinois, Urbana-Champaign	- Indikator: Wasssererosion - Bodenschutz, einflussnehmende Parameter	PG, EM
Wieland, R., Dr.	ZALF Müncheberg, LA	- Fuzzy-Logik: methodische Aspekte, Aufbau von Fuzzy-Systemen, Festlegung von Zugehörigkeitsfunktionen, Wahl von Operatoren	KA (GRANO)
Wille, R.	ZALF Müncheberg, SO	- MODAM: technische Aspekte, ACCESS-Datenbanken, Datenbankaufbau, Dateneingabe und –organisation, Datenpflege	KA (MODAM)
Zander, P., Dr.	ZALF Müncheberg, SO	- MODAM: Modellaufbau insgesamt, Integration des Fuzzy-basierten-Bewertungsansatzes ins Modell, LP, Modellläufe	KA (MODAM)

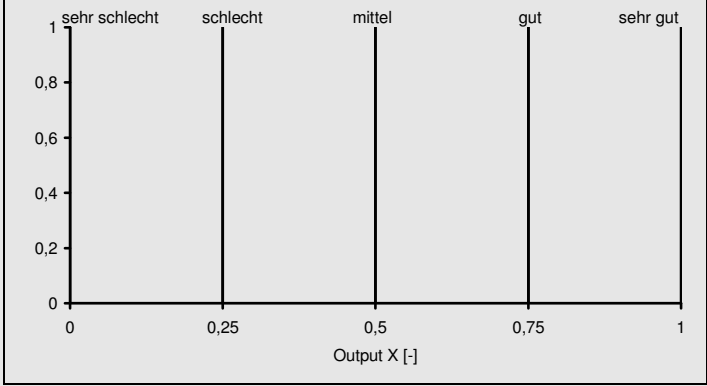
¹ LN = Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, BF = Institut für Bodenlandschaftsforschung; LA = Institut für Landschaftssystemanalyse, SO = Institut für Sozioökonomie; FS = Forschungsstation

² PG = Persönliches Gespräche; EM = Austausch über E-Mails, TE = Telefonate, KA = Kontinuierlicher Austausch in der Arbeitsgruppe (im GRANO-Projekt bzw. in der MODAM-Arbeitsgruppe)

³ Austausch im Rahmen eines DAAD-Doktorandenstipendium an der University of Illinois, Urbana-Champaign, USA, Department of Natural Resources and Environmental Sciences, 10-12/2003.

11.2 Anhang B – Fuzzy-Teilmodelle zur ökologischen Bewertung

Anhang B - 1: Erläuterungen zum Anhang B

<u>Spalte</u>	<u>Erläuterung</u>
Kürzel [Einheit]:	im Modell verwendetes Kürzel und Einheit des Bewertungsparameters
Wertebereich:	Wertebereich des Bewertungskriteriums (von ... bis)
Herkunft:	Herkunft der Daten. Steht hier „MODAM“, stammen die Daten aus dem Modellsystem MODAM oder wurden auf Basis von MODAM-Daten errechnet. Dazu zählen auch die Daten, die auf Experteneinschätzung beruhen und die im Rahmen dieser Arbeit in entsprechende Datentabellen von MODAM abgelegt wurden. Wird hier eine Literaturquelle genannt, wurden die Daten dieser entnommen und den einzelnen Kulturen, Verfahren etc. zugeordnet. „Fuzzy“ bedeutet entsprechend, dass die genannten Parameter in einem Fuzzy-Modell generiert wurden. „GIS“ steht überall dort, wo georeferenzierte Daten verwendet wurden.
Algorithmus:	Bewertungsalgorithmus; „>“-Zeichen ist zu lesen als: „ist besser als“
Zugehörigkeitsfunktionen:	Die durch Leerzeichen getrennten Zahlen in Klammern geben die x-Werte der Zugehörigkeitsfunktionen an. Je nach gewähltem Typ der Zugehörigkeitsfunktion werden entweder drei Werte für Dreiecks- bzw. vier Werte für Trapezfunktionen angegeben. Für Singletons wird nur ein Wert aufgeführt. Die zugehörigen y-Werte sind dann jeweils für Dreiecksfunktionen (0 1 0), für Trapezfunktionen (0 1 1 0) bzw. für Singletons (1).
Outputs:	Alle Outputs wurden i.d.R. als Singleton definiert, um die Rechenzeiten möglichst gering zu halten (vgl. Kap. 3.3.1.1). Es wurden jeweils fünf Zugehörigkeitsfunktionen im Wertebereich 0 bis 1 definiert, wie sie in der folgenden Grafik dargestellt sind.
<u>Beispiel:</u>	 <p>Output X Kürzel [Einheit]: Out X [-] Wertebereich: [0 ... 1] Herkunft: Fuzzy Algorithmus: sehr gut > sehr schlecht Zugehörigkeitsfunktion: Typ: Singleton</p>

Anhang B - 2: Modell „WE-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)		
TM 1 (Sommererosion)				
Input 1: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>hoch</i> <i>gering</i> <i>keine</i>	Bewertete Bodenbedeckung im Sommerhalbjahr BGS [-] [1 ... 3] Frielinghaus et al. 1998 hoch >... > keine Typ: Dreieck (1 1 2) (1 2 3) (2 3 3)			
Input 2: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>schlecht</i> <i>mittel</i> <i>gut</i> <i>sehr gut</i>	Bewertete Anbauweise Wassererosion AW-WE [-] [0 ... 1] MODAM sehr gut > ... > schlecht Typ: Dreieck (0 0 0,5) (0 0,5 0,7) (0,5 0,7 1) (0,7 1 1)			
Output 1:	BGS-AW	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)		
Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2		Oberflächendiagramm		
Nr.	Wenn BGS ist	Und AW-WE ist	Dann BGS-AW ist	
1	<i>kein</i>	<i>schlecht</i>	<i>sehr schlecht</i>	
2	<i>kein</i>	<i>mittel</i>	<i>schlecht</i>	
3	<i>kein</i>	<i>gut</i>	<i>mittel</i>	
4	<i>kein</i>	<i>sehr gut</i>	<i>gut</i>	
5	<i>gering</i>	<i>schlecht</i>	<i>schlecht</i>	
6	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	
7	<i>gering</i>	<i>gut</i>	<i>gut</i>	
8	<i>gering</i>	<i>sehr gut</i>	<i>sehr gut</i>	
9	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>	<i>mittel</i>	
10	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>	
11	<i>hoch</i>	<i>gut</i>	<i>gut</i>	
12	<i>hoch</i>	<i>sehr gut</i>	<i>sehr gut</i>	
Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)		
TM 2 (Wintererosion)				
Input 3: Kürzel [Einheit]:	Bodenbedeckung im Winterhalbjahr BGW [-]	(wie Input 1 (BGS), siehe TM 1)		
Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)		
Input 4: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>wenig</i> <i>mittel</i> <i>viel</i>	Anzahl Überfahrten im Winterhalbjahr UF [n] [0 ... 11] MODAM wenig > ... > viel Typ: Dreieck (0 0 3) (0 3 11) (3 11 11)			

Anhang

Output 2:	BGW-UF	(wie Output X, wie in Anhang B - 1)	
Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4		Oberflächendiagramm	
Nr.	Wenn BGW ist	Und UF ist	Dann BGW-UF ist
1	kein	viel	sehr schlecht
2	kein	mittel	schlecht
3	kein	wenig	mittel
4	gering	viel	schlecht
5	gering	mittel	mittel
6	gering	wenig	gut
7	hoch	viel	mittel
8	hoch	mittel	gut
9	hoch	wenig	sehr gut

TM 3
Verknüpfung von Output 1 und Output 2 über γ-Operator: $\gamma = 0,7$, siehe Formel (1)
Output 3 (Endergebnis): ZEG-PV-WE

Anhang B - 3: Modell „WE-PV*ST“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-2

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>schlecht</i> <i>mittel</i> <i>gut</i>	Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Wassererosion ZEG-PV-WE [-] [0 ... 1] Fuzzy gut > ... > schlecht Typ: Dreieck (0 0 0,5) (0 0,5 1) (0,5 1 1)	
Input 2: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>hoch</i>	Langfristiger mittlerer Bodenabtrag bei durchschnittlicher Fruchtfolge (C = 0,11) BA-ST-WE [t * ha ⁻¹ * a-1] [0 ... 10] GIS: ABAG/DGM 25 gering > ... > hoch Typ: Dreieck (0 0 5) (0 5 10) (5 5 10)	
Bewertungsparameter Beschreibung Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)		
Output 1: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>kein</i> <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>hoch</i> <i>sehr hoch</i>	Langfristiger mittlerer Bodenabtrag bei jeweiligen Produktionsverfahren (Zwischenergebnis) BA-ZE [t * ha ⁻¹ * a-1] [0 ... 80] kein > ... > sehr hoch Typ: Singleton (0) (20) (40) (60) (80)	

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn ZEG-PV-WE ist	Und BA-ST-WE ist	Dann BA-ZE ist	
1	gut	-	kein	
2	-	gering	kein	
3	mittel	mittel	gering	
4	mittel	hoch	mittel	
5	schlecht	mittel	hoch	
6	schlecht	hoch	sehr hoch	

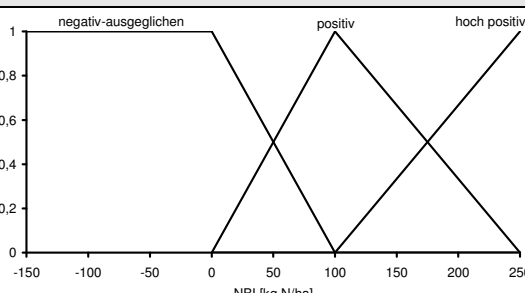
TM 2	Multiplikation von Output 1 mit Korrekturfaktor KF-WE:	siehe Anhang A - 2
Output 2 (Endergebnis):	BA-PVST-WE	

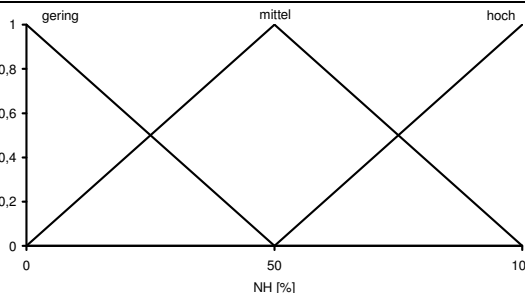
Anhang B - 4: Modell „NO3-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
<p><u>Input 1:</u> Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>wenig</i> <i>mittel</i> <i>viel</i></p>	<p>N-Düngung N [kg * ha⁻¹ N] [0 ... 250] MODAM wenig > ... > viel Typ: Dreieck/Trapez (0 0 50) (0 50 220) (50 220 250 250)</p>	
<p><u>Input 2:</u> Kürzel [Einheit] Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>oft</i></p>	<p>N-Düngungshäufigkeit DH [n] [0 ... 5] MODAM oft > ... > gering Typ: Dreieck (0 0 1) (0 1 5) (1 5 5)</p>	

Output 1:	N-DH	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)		
Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und Input 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn N ist	Und DH ist	Dann N-DH ist	
1	wenig	-	sehr gut	
2	mittel	oft	gut	
3	mittel	mittel	mittel	
4	mittel	gering	schlecht	
5	viel	oft	mittel	
6	viel	mittel	schlecht	
7	viel	gering	sehr schlecht	

Anhang

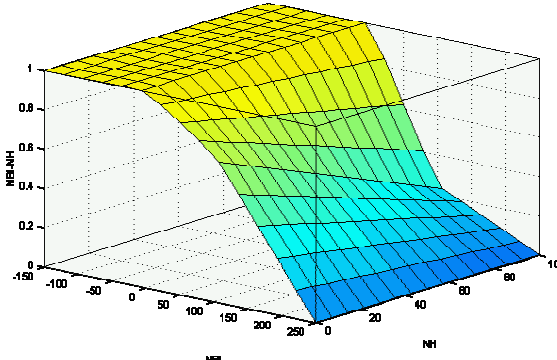
Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 2		
Input 3:	N-Bilanz nach Ernte	
Kürzel [Einheit]:	NBI [kg * ha ⁻¹ N]	
Wertebereich:	[-150 ... 250]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	neg.-ausg. > ... > hoch pos.	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck/Trapez	
<i>negativ-ausgeglichen</i>	(-150 -150 0 100)	
<i>positiv</i>	(0 100 250)	
<i>hoch positiv</i>	(100 250 250)	

Input 4:	N-Anteil appliz. im Herbst	
Kürzel [Einheit]:	NH [%]	
Wertebereich:	[0 ... 100]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	gering > ... > hoch	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
<i>gering</i>	(0 0 50)	
<i>mittel</i>	(0 50 100)	
<i>hoch</i>	(50 100 100)	

Output 2:	NBI-NH	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)
-----------	--------	------------------------------------

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4			Oberflächendiagramm
---	--	--	---------------------

Nr.	Wenn NBI ist	Und NH ist	Dann NBI-NH ist
1	<i>hoch positiv</i>	-	<i>sehr schlecht</i>
2	<i>positiv</i>	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>
3	<i>positiv</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>
4	<i>positiv</i>	<i>gering</i>	<i>gut</i>
5	<i>negativ – ausgeglichen</i>	-	<i>sehr gut</i>



TM 3		
------	--	--

Verknüpfung von Output 1 und Output 2 über γ -Operator:	$\gamma = 0,1$, siehe Formel (1)
--	-----------------------------------

Output 3 (Endergebnis):	ZEG-PV-NO3
-------------------------	------------

Anhang B - 5: Modell „NP-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1:	N-Bilanz nach Ernte	(wie Input 3, siehe Anhang B - 4)
Input 2:	N-Düngung	(wie Input 1, siehe Anhang B - 4)
Output 1:	N-NBI	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn NBI ist	Und N ist	Dann NBI-N ist	
1	hoch positiv	viel	sehr schlecht	
2	hoch positiv	mittel	schlecht	
3	hoch positiv	wenig	mittel	
4	positiv	viel	schlecht	
5	positiv	mittel	mittel	
6	positiv	wenig	gut	
7	negativ-ausgegl.	viel	mittel	
8	negativ-ausgegl.	mittel	gut	
9	negativ-ausgegl.	wenig	sehr gut	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 2		
Input 3: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>negativ-ausgeglichen</i> <i>positiv</i> <i>hoch positiv</i>	P-Bilanz nach Ernte PBI [kg * ha ⁻¹ P ₂ O ₅] [-100 ... 150] MODAM neg.-ausg. > ... > hoch pos.	

Input 4: Kürzel [Einheit] Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>wenig</i> <i>mittel</i> <i>viel</i>	P-Düngung P [kg * ha ⁻¹ P ₂ O ₅] [0 ... 200] MODAM wenig > ... > viel	
---	---	--

Output 2:	PBI-P	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)
------------------	-------	------------------------------------

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn PBI ist	Und P ist	Dann PBI-P ist	
1	hoch positiv	viel	sehr schlecht	
2	hoch positiv	mittel	schlecht	
3	hoch positiv	wenig	mittel	
4	positiv	viel	schlecht	
5	positiv	mittel	mittel	
6	positiv	wenig	gut	
7	negativ-ausgegl.	viel	mittel	
8	negativ-ausgegl.	mittel	gut	
9	negativ-ausgegl.	wenig	sehr gut	

TM 3		
Verknüpfung von Output 1 und 2 über γ-Operator:	$\delta_{\text{Output 1}} = 0,4$, $\delta_{\text{Output 2}} = 0,6$; $\gamma = 0,1$, siehe Formel (2)	
Output 3:	NP	
Input 5:	ZEG-PV-WE	(wie Output 3, siehe Anhang B - 2)
TM 4		
Verknüpfung von Output 3 und Input 5 über γ-Operator:	$\gamma = 0,9$, siehe Formel (1)	
Output 4 (Endergebnis):	ZEG-PV-NP	

Anhang B - 6: Modell „PSM-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>hoch</i>	Behandlungsindex Herbizide BIH [-] [0 ... 3,5] MODAM gering > ... > hoch Typ: Dreieck (0 0 1) (0 1 3,5) (1 3,5 3,5)	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
Input 2: Kürzel [Einheit] Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>hoch</i>	Behandlungindex Insektizide BII [-] [0 ... 2] MODAM gering > ... > hoch Typ: Dreieck (0 0 0,5) (0 0,5 2) (0,5 2 2)	

Output 1: BIH-BII (wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn BIH ist	Und BII ist	Dann BIH-BII ist	
1	<i>hoch</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr schlecht</i>	
2	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>	<i>schlecht</i>	
3	<i>hoch</i>	<i>gering</i>	<i>schlecht</i>	
4	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>	
5	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	
6	<i>mittel</i>	<i>gering</i>	<i>gut</i>	
7	<i>gering</i>	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>	
8	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>	
9	<i>gering</i>	<i>gering</i>	<i>sehr gut</i>	

TM 2		
Input 3: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>hoch</i>	Behandlungsindex Fungizide BIF [-] [0 ... 5] MODAM gering > ... > hoch Typ: Dreieck (0 0 1,5) (0 1,5 5) (1,5 5 5)	

Anhang B – Fuzzy-Teilmodelle zur ökologischen Bewertung

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
Input 4: Kürzel [Einheit] Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>hoch</i>	Beh. Wachstumsregulatoren BIW [-] [0 ... 1] MODAM gering > ... > hoch Typ: Dreieck (0 0 0,5) (0 0,5 1) (0,5 1 1)	

Output 2: BIF-BIW (wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn BIF ist	Und BIW ist	Dann BIF-BIW ist	
1	<i>hoch</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr schlecht</i>	
2	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>	<i>schlecht</i>	
3	<i>hoch</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	
4	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>	
5	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	
6	<i>mittel</i>	<i>gering</i>	<i>gut</i>	
7	<i>gering</i>	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>	
8	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>	
9	<i>gering</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr gut</i>	

TM 3

Verknüpfung von Output 1 und 2 über γ -Operator: $\gamma = 0$, siehe Formel (1)

Output 3 (Endergebnis): ZEG-PV-PSM

Anhang B - 7: Modell „GW-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-2

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>hoch</i> <i>mittel</i> <i>niedrig</i>	Bewertete Bodenbedeckung Grundwasserneubildung BG-GW [-] [1 ... 3] Frielinghaus et al. 1998 niedrig > ... > hoch Typ: Dreieck (1 1 2) (1 2 3) (2 3 3)	

Input 2: Kürzel [Einheit] Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>ungünstig</i> <i>günstig</i>	Bewertete Anbauweise Grundwasserneubildung AW-GW [-] [0 ... 1] MODAM günstig > ungünstig Typ: Dreieck (0 0 1) (0 1 1)	
---	---	--

Output 1: BG-AW (wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn BG-GW	Und AW-GW	Dann BG-AW	
	<u>ist</u>	<u>ist</u>	<u>ist</u>	
1	-	ungünstig	sehr schlecht	
2	hoch	günstig	schlecht	
3	mittel	günstig	mittel	
4	niedrig	günstig	sehr gut	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 2		
<u>Input 3 = Output 1:</u> Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gut</i> <i>mittel</i> <i>schlecht</i>	BG-AW [-] [0 ... 1] Fuzzy gut > ... > schlecht Typ: Dreieck (0 0 0,5) (0 0,5 1) (0,5 1 1)	

<u>Input 4:</u> Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>wenig</i> <i>mittel</i> <i>viel</i>	Anzahl mechanischer Bodenbearbeitungsmaßnahmen MBB [n] [0 ... 7] MODAM viel > ... > wenig Typ: Dreieck (0 0 2) (0 2 7) (2 7 7)	
--	--	--

<u>Output 2 (Endergebnis):</u>	ZEG-PV-GW			
Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4			Oberflächendiagramm	
Nr.	Wenn BG-AW ist	Und MBB ist	Dann ZEG-PV-GW ist	
1	schlecht	wenig	sehr schlecht	
2	schlecht	mittel	schlecht	
3	schlecht	viel	mittel	
4	mittel	wenig	schlecht	
5	mittel	mittel	mittel	
6	mittel	viel	gut	
7	gut	wenig	mittel	
8	gut	mittel	gut	
9	gut	viel	sehr gut	

Anhang B - 8: Modell „Amph-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-2

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
---------------------	--------------	--

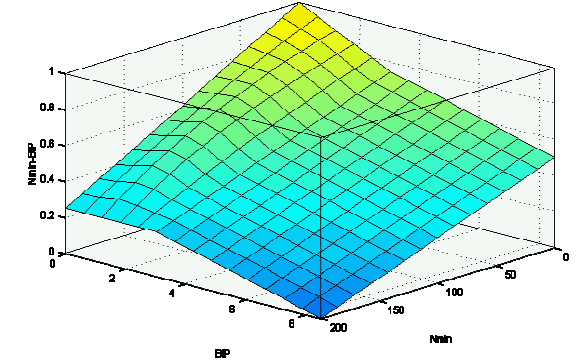
TM 1		
<u>Input 1:</u>	N-Düngung mineralisch	
Kürzel [Einheit]:	Nmin [kg * ha ⁻¹ N]	
Wertebereich:	[0 ... 200]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	wenig > ... > viel	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
<i>wenig</i>	(0 0 200)	
<i>viel</i>	(0 200 200)	

<u>Input 2:</u>	Behandlungsindex Pestizide	
Kürzel [Einheit]:	BIP [-]	
Wertebereich:	[0 ... 8,5]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	gering > ... > viel	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
<i>gering</i>	(0 0 3)	
<i>mittel</i>	(0 3 8,5)	
<i>hoch</i>	(3 8,5 8,5)	

<u>Output 1:</u>	Nmin-BIP	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)
------------------	----------	------------------------------------

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2 **Oberflächendiagramm**

Nr.	Wenn Nmin ist	Und BIP ist	Dann Nmin-BIP ist
1	<i>viel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr schlecht</i>
2	<i>viel</i>	<i>mittel</i>	<i>schlecht</i>
3	<i>viel</i>	<i>gering</i>	<i>schlecht</i>
4	<i>wenig</i>	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>
5	<i>wenig</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>
6	<i>wenig</i>	<i>gering</i>	<i>sehr gut</i>



TM 2

<u>Input 3 = Output 1:</u>	Nmin-BIP [-]	
Wertebereich:	[0 ... 1]	
Datenherkunft:	Fuzzy	
Algorithmus:	gut > ... > schlecht	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
<i>gut</i>	(0 0,5 1)	
<i>mittel</i>	(0 0,5 1)	
<i>schlecht</i>	(0,5 1 1)	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
Input 4: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>gering</i> <i>mittel</i> <i>hoch</i>	Termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung Amphibien TAS-Amph [n] [0 ... 35] MODAM gering > ... > hoch Typ: Dreieck (0 0 10) (0 10 35) (10 35 35)	

Output 2 (Endergebnis): ZEG-PV-Amph

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn Nmin-BIP ist	Und TAS-Amph ist	Dann ZEG-PV-Amph ist	
1	<i>schlecht</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr schlecht</i>	
2	<i>schlecht</i>	<i>mittel</i>	<i>schlecht</i>	
3	<i>schlecht</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	
4	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>	
5	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	
6	<i>mittel</i>	<i>gering</i>	<i>gut</i>	
7	<i>gut</i>	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>	
8	<i>gut</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>	
9	<i>gut</i>	<i>gering</i>	<i>sehr gut</i>	

Anhang B - 9: Modell „Amph-ST“, detaillierte Übersicht Teilmodell 1

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>bis 1</i> <i>1-2</i> <i>2-5</i> <i>5-8</i> <i>mehr als 8</i>	Anzahl geeigneter Wasserlebensräume WL-Amph [n pro 100 ha] [0 ... 13] GIS: Biotoptypenkartierung mehr als 8 > ... > bis 1 Typ: Dreieck/Trapez (0 0 1) (0 1 2) (1 2 5) (2 5 8) (5 8 13 13)	
Input 2: Kürzel [Einheit] Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>unter 5%</i> <i>5-10%</i> <i>über 10%</i>	Fläche geeigneter Landlebensräume LL-Amph [ha pro 100 ha = %] [0 ... 100] GIS: Biotoptypenkartierung über 10% > ... > unter 5% Typ: Dreieck/Trapez (0 0 5) (0 5 10) (5 10 100 100)	
Output 1:	ZEG-ST-Amph	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn WL-Amph ist	Und/Oder LL-Amph ist	Dann ZEG-ST-Amph ist	
1	bis 1 (ODER)	unter 5%	sehr schlecht	
2	1-2	5-10%	sehr schlecht	
3	1-2	über 10%	schlecht	
4	2-5	5-10%	schlecht	
5	2-5	über 10%	mittel	
6	5-8	5-10%	mittel	
7	5-8	über 10%	gut	
8	mehr als 8	5-10%	gut	
9	mehr als 8	über 10%	sehr gut	

Anhang B - 10: Modell „Amph-PV*ST“, detaillierte Übersicht Teilmodell 1

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>schlecht</i> <i>mittel</i> <i>gut</i>	Zielerreichungsgrad Produktionsverfahren Amphibien ZEG-PV-Amph [-] [0 ... 1] Fuzzy gut > ... > schlecht Typ: Dreieck (0 0 0,5) (0 0,5 1) (0,5 1 1)	
Input 2: Kürzel [Einheit]: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>sehr schlecht/kein</i> <i>schlecht</i> <i>mittel</i> <i>sehr gut/gut</i>	Zielerreichungsgrad Standort Amphibien ZEG-ST-Amph [-] [0 ... 1] Fuzzy sehr gut > ... > kein Typ: Dreieck (0 0 0,25) (0 0,25 0,75) (0,25 0,75 1) (0,75 1 1)	

Output 1 (Endergebnis): ZEG-PV*ST-Amph (wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn ZEG-PV-Amph ist	Und/Oder ZEG-ST-Amph ist	Dann ZEG-PV*ST-Amph ist	
1	<i>schlecht</i> (ODER)	<i>sehr schlecht/kein</i>	<i>sehr schlecht</i>	
2	<i>mittel</i>	<i>schlecht</i>	<i>schlecht</i>	
3	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	
4	<i>mittel</i>	<i>sehr gut/gut</i>	<i>gut</i>	
5	<i>gut</i>	<i>schlecht</i>	<i>mittel</i>	
6	<i>gut</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>	
7	<i>gut</i>	<i>sehr gut/gut</i>	<i>sehr gut</i>	

Anhang B - 11: Modell „Lerche-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-4

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
---------------------	--------------	--

TM 1		
<u>Input 1:</u>	Kulturabhängiger Eignungswert Feldlerche KE-Lerche [-]	
Kürzel [Einheit]:	KE-Lerche [-]	
Wertebereich:	[1 ... 5]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	optimal > ... > unzureichend	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
<i>optimal</i>	(1 1 3)	
<i>ausreichend</i>	(1 3 5)	
<i>unzureichend</i>	(3 5 5)	

<u>Input 2:</u>	Termin- und arbeitgangabhängige Störungswirkung Feldlerche TAS-Lerche [-]	
Kürzel [Einheit]	TAS-Lerche [-]	
Wertebereich:	[0 ... 24]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	gering > ... > hoch	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
<i>gering</i>	(0 0 8)	
<i>mittel</i>	(0 8 24)	
<i>hoch</i>	(8 24 24)	

<u>Output 1:</u>	Nmin-BIP	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)
------------------	----------	------------------------------------

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2 **Oberflächendiagramm**

Nr.	Wenn KE-Lerche ist	Und TAS-Lerche ist	Dann KE-TAS-Lerche ist
1	<i>unzureichend</i>	-	<i>sehr schlecht</i>
2	<i>ausreichend</i>	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>
3	<i>ausreichend</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>
4	<i>ausreichend</i>	<i>gering</i>	<i>gut</i>
5	<i>optimal</i>	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>
6	<i>optimal</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>
7	<i>optimal</i>	<i>gering</i>	<i>sehr gut</i>

TM 2

<u>Input 3:</u>	N-Düngung	(wie Input 1, siehe Anhang B - 4)
Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
<u>Input 4:</u>	Behandlungsindex. Wachstumsregulatoren	(wie Input 4, siehe Anhang B - 6)
<u>Output 2:</u>	N-BIW	

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn N ist	Und BIW ist	Dann N-BIW ist	
1	viel	hoch	sehr schlecht	
2	viel	mittel	schlecht	
3	viel	gering	mittel	
4	mittel	hoch	schlecht	
5	mittel	mittel	mittel	
6	mittel	gering	gut	
7	wenig	hoch	mittel	
8	wenig	mittel	gut	
9	wenig	gering	sehr gut	

TM 3			
Input 5:	Behandlungsindex Insektizide	(wie Input 2, siehe Anhang B - 6)	
Input 6:	Behandlungsindex Herbizide	(wie Input 1, siehe Anhang B - 6)	
Output 3:	BII-BIH	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)	

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 5 und 6				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn BII ist	Und BIH ist	Dann BII-BIH ist	
1	hoch	hoch	sehr schlecht	
2	hoch	mittel	schlecht	
3	hoch	gering	schlecht	
4	mittel	hoch	schlecht	
5	mittel	mittel	mittel	
6	mittel	gering	gut	
7	gering	hoch	mittel	
8	gering	mittel	gut	
9	gering	gering	sehr gut	

TM 3			
Verknüpfung von Output 1, 2 und 3 über γ -Operator:		$\gamma = 0,3$, siehe Formel (1)	
Output 4 (Endergebnis):	ZEG-PV-Lerche		

Anhang B - 12: Modell „Hase-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-3

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1:	Kulturabhängiger Eignungswert Feldhase	(wie Input 1, siehe Anhang B - 11)
Input 2:	Termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung Feldhase	
Kürzel [Einheit]	TAS-Lerche [-]	
Wertebereich:	[0 ... 35]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	gering > ... > hoch	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
<i>gering</i>	(0 0 10)	
<i>mittel</i>	(0 10 35)	
<i>hoch</i>	(10 35 35)	
Output 1:	Nmin-BIP	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn KE-Hase ist	Und TAS-Hase ist	Dann KE-TAS-Hase ist	
1	unzureichend	-	sehr schlecht	
2	ausreichend	hoch	schlecht	
3	ausreichend	mittel	mittel	
4	ausreichend	gering	gut	
5	optimal	hoch	mittel	
6	optimal	mittel	gut	
7	optimal	gering	sehr gut	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 2		
Input 3:	N-Düngung mineralisch	(wie Input 1, siehe Anhang B - 8)
Input 4:	Behandlungsindex Pestizide	(wie Input 2, siehe Anhang B - 8)
Output 2:	N-BIP	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn N ist	Und BIP ist	Dann N-BIP ist	
1	viel	hoch	sehr schlecht	
2	viel	mittel	schlecht	
3	viel	gering	mittel	
4	mittel	hoch	schlecht	
5	mittel	mittel	mittel	
6	mittel	gering	gut	
7	wenig	hoch	mittel	
8	wenig	mittel	gut	
9	wenig	gering	sehr gut	

TM 3		
Verknüpfung von Output 1 und 2 über γ -Operator:		$\gamma = 0,3$, siehe Formel (1)
Output 3 (Endergebnis):	ZEG-PV-Hase	

Anhang B - 13: Modell „Schweb-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-4

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1:	Kulturabhängiger Eignungswert Schwebfliege	(wie Input 1, siehe Anhang B - 11)
Input 2:	Termin- u. arbeitsgangabhängige Störungswirkung Schwebfliege	
Kürzel [Einheit]	TAS-Schweb [-]	
Wertebereich:	[0 ... 20]	
Datenherkunft:	MODAM	
Algorithmus:	gering > ... > hoch	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
gering	(0 0 6)	
mittel	(0 6 20)	
hoch	(6 20 20)	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
Output 1:	KE-TAS-Schweb	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn KE-Schweb ist	Und TAS-Schweb ist	Dann KE-TAS-Schweb ist	
1	unzureichend	-	sehr schlecht	
2	ausreichend	hoch	schlecht	
3	ausreichend	mittel	mittel	
4	ausreichend	gering	gut	
5	optimal	hoch	mittel	
6	optimal	mittel	gut	
7	optimal	gering	sehr gut	

TM 2			
Input 3:	Behandlungsindex Herbizide	(wie Input 1, siehe Anhang B - 6)	
Input 4:	Behandlungsindex Insektizide	(wie Input 2, siehe Anhang B - 6)	
Output 2:	BIH-BII	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)	

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn BIH ist	Und BII ist	Dann BIH-BII ist	
1	hoch	hoch	sehr schlecht	
2	hoch	mittel	schlecht	
3	hoch	gering	schlecht	
4	mittel	hoch	schlecht	
5	mittel	mittel	mittel	
6	mittel	gering	gut	
7	gering	hoch	mittel	
8	gering	mittel	gut	
9	gering	gering	sehr gut	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 3		
Input 5 = Output 2:	BIH-BII [-]	
Wertebereich:	[0 ... 1]	
Datenherkunft:	Fuzzy	
Algorithmus:	gut > ... > schlecht	
Zugehörigkeitsfunktion:	Typ: Dreieck	
schlecht	(0 0 0,5)	
mittel	(0 0,5 1)	
gut	(0,5 1 1)	

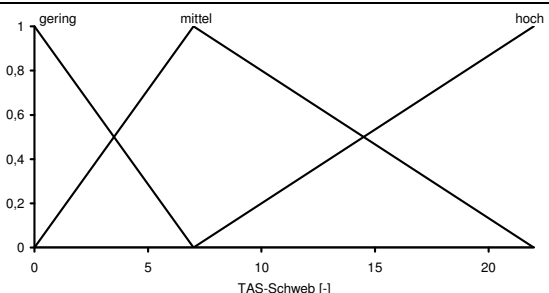
Input 6:	N-Düngung mineralisch	(wie Input 1, siehe Anhang B - 8)
Output 3:	BIH-BII-N	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 5 und 6				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn BIH-BII ist	Und N ist	Dann BIH-BII-N ist	
1	schlecht	viel	sehr schlecht	
2	schlecht	mittel	schlecht	
3	schlecht	wenig	mittel	
4	mittel	viel	schlecht	
5	mittel	mittel	mittel	
6	mittel	wenig	gut	
7	gut	viel	mittel	
8	gut	mittel	gut	
9	gut	wenig	sehr gut	

Anhang

TM 4
Verknüpfung von Output 1 und 3 über γ-Operator: $\gamma = 0,2$, siehe Formel (1)
Output 4 (Endergebnis): ZEG-PV-Schweb

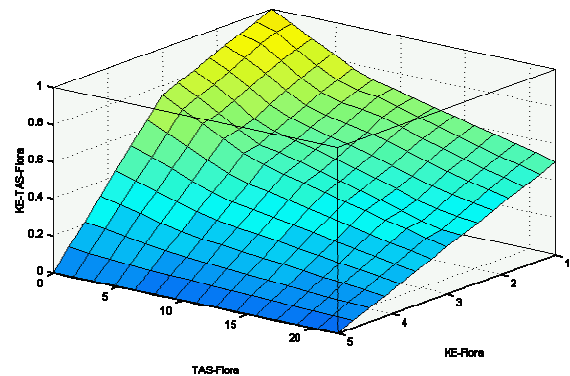
Anhang B - 14: Modell „Flora-PV“, detaillierte Übersicht Teilmodelle 1-4

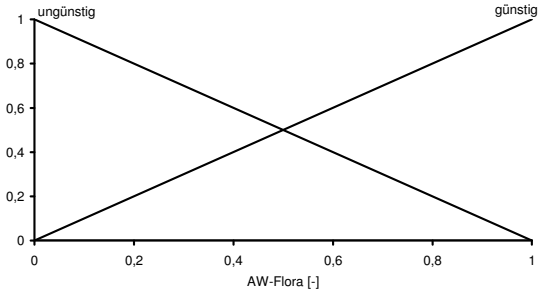
Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 1		
Input 1:	Kulturabhängiger Eignungswert Segetalflora	(wie Input 1, siehe Anhang B - 11)
Input 2:	Termin- und arbeitsgangabhängige Störungswirkung Segetalflora Kürzel [Einheit]: TAS-Flora [-] Wertebereich: [0 ... 22] Datenherkunft: MODAM Algorithmus: gering > ... > hoch Zugehörigkeitsfunktion: Typ: Dreieck <i>gering</i> (0 0 7) <i>mittel</i> (0 7 22) <i>hoch</i> (7 22 22)	
Output 1:	KE-TAS-Flora	wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 1 und 2

Oberflächendiagramm

Nr.	Wenn KE-Flora ist	Und TAS-Flora ist	Dann KE-TAS-Flora ist
1	<i>unzureichend</i>	-	<i>sehr schlecht</i>
2	<i>ausreichend</i>	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>
3	<i>ausreichend</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>
4	<i>ausreichend</i>	<i>gering</i>	<i>gut</i>
5	<i>optimal</i>	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>
6	<i>optimal</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>
7	<i>optimal</i>	<i>gering</i>	<i>sehr gut</i>



TM 2		
Input 3:	Bewertete Anbauweise für Segetalflora Kürzel [Einheit]: AW-Flora [-] Wertebereich: [0...1] Datenherkunft: MODAM Algorithmus: günstig > ungünstig Zugehörigkeitsfunktion: Typ: Dreieck <i>ungünstig</i> (0 0 1) <i>günstig</i> (0 1 1)	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
Input 4:	N-Düngung mineralisch	(wie Input 1, siehe Anhang B - 8)
Output 2:	AW-N	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 3 und 4				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn AW-Flora ist	Und N ist	Dann AW-N ist	
1	ungünstig	viel	sehr schlecht	
2	ungünstig	mittel	schlecht	
3	ungünstig	wenig	mittel	
4	günstig	viel	mittel	
5	günstig	mittel	gut	
6	günstig	wenig	sehr gut	

Bewertungsparameter	Beschreibung	Zugehörigkeitsfunktionen (grafische Darstellung)
TM 3		
Input 5 = Output 2: Wertebereich: Datenherkunft: Algorithmus: Zugehörigkeitsfunktion: <i>schlecht</i> <i>mittel</i> <i>gut</i>	AW-N [-] [0 ... 1] Fuzzy gut > ... > schlecht Typ: Dreieck (0 0 0,5) (0 0,5 1) (0,5 1 1)	

Input 6:	Behandlungsindex Herbizide	(wie Input 1, siehe Anhang B - 6)
Output 3:	AW-N-BIH	(wie Output X, siehe Anhang B - 1)

Regelwerk zur Verknüpfung von Input 5 und 6				Oberflächendiagramm
Nr.	Wenn AW-N ist	Und BIH ist	Dann AW-N-BIH ist	
1	<i>schlecht</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr schlecht</i>	
2	<i>schlecht</i>	<i>mittel</i>	<i>schlecht</i>	
3	<i>schlecht</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	
4	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>schlecht</i>	
5	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	<i>mittel</i>	
6	<i>mittel</i>	<i>gering</i>	<i>gut</i>	
7	<i>gut</i>	<i>hoch</i>	<i>mittel</i>	
8	<i>gut</i>	<i>mittel</i>	<i>gut</i>	
9	<i>gut</i>	<i>gering</i>	<i>sehr gut</i>	

TM 4		
Verknüpfung von Output 1 und 3 über γ -Operator:	$\gamma = 0,3$, siehe Formel (1)	
Output 4 (Endergebnis):	ZEG-PV-Flora	

11.3 Anhang C – Materialien zur Akzeptanzerhebung

Anhang C - 1: Fragebogen zur Akzeptanzerhebung⁶⁶

Befragung zur Umsetzung umweltschonender Maßnahmen bei Landwirten, Region „Prenzlau-West“

Ort:
Datum:
Dauer:
Kürzel:

1 Erläuterung des Befragungsziels

Die Befragung dient im Wesentlichen dazu, zu erfahren, von welchen fördernden und hemmenden Faktoren die Umsetzung umweltschonender Maßnahmen auf landwirtschaftlichen Betrieben abhängig ist. Die einzelnen Fragestellungen sind:

- Welche umweltrelevanten Maßnahmen werden bereits durchgeführt?
- Welche Umweltziele werden damit verfolgt?
- Was sind wichtige Kriterien bei der Bewertung verschiedenen umweltrelevanter Maßnahmen?
- Wie werden verschiedene Maßnahmen hinsichtlich bestimmter Eigenschaften eingeschätzt?

Die Informationen werden in anonymisierter Form aufbereitet. Bei Interesse kann eine Zusammenfassung der Ergebnisse zugeschickt werden.

2 Betriebsdaten

2.1 Persönliche Daten des Betriebsleiters/Gesprächspartners

Betrieb:
Gesprächspartner:
Alter:
Ausbildung:

2.2 Betriebsdaten allgemein

Rechtsform:

eG
GmbH
GbR
Sonstige:

Betriebsform:

Marktfrucht
Futterbau
Veredlung
Dauerkulturen
Gemischt

Produktionssystem:

konventionell
integriert
ökologisch

Anzahl der Mitarbeiter (Fremd-/Familien-AK):

Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN): ha

Anteil Pachtfläche: ha

(Fortsetzung nächste Seite)

⁶⁶ Das ursprüngliche Layout wurde aus Platzgründen verändert.

von wie vielen Eigentümern:
 Ackerland: ha
 Ackerzahlen: bis
 Marktfrüchte:ha
 Ackerfutter:ha
 Grünland: ha
 Stillgelegte Flächen: ha
 Tiere:

3 Führen Sie einige dieser umweltrelevanten Maßnahmen durch?

In folgenden findet sich eine Liste verschiedener Maßnahmen, mit denen positive Umwelteffekte verbunden werden können.

- a) Welche dieser Maßnahmen werden auf Ihrem Betrieb durchgeführt?
 b) Falls ja, wann und mit wie viel Fläche haben Sie damit begonnen? Wie viel Fläche entfällt gegenwärtig auf diese Maßnahme?
 c) Falls ja, beabsichtigen Sie evtl. die Maßnahme flächenmäßig in den nächsten 2 Jahren noch weiter auszuweiten (falls sie nicht schon auf der gesamten Betriebsfläche durchgeführt wird)?
 Falls nein, planen Sie evtl. die Maßnahme in den nächsten 2 Jahren einzuführen?

Maßnahme	a)			b)			c)	
	durchgeführt?			seit?	begonnen?	jetzt?	Einführung/ Ausweitung?	
	ja			[Jahr]	[ha]	[ha]	ja	[ha/%]
Reduzierte/pfluglose Bodenbearbeitung	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Mulch-/Direktsaatverfahren	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Einsatz von Breitreifen	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Anbau von Zwischenfrüchten	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Anbau von Untersaaten	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Aufwandsreduzierung von Düngemitteln (Düngung nach Entzug)	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Aufwandsreduzierung von PSM (Schadsschwellen, abdriftarme Geräte)	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Austausch von Betriebsmitteln (z.B. selektive anstatt breitwirksamer Pflanzenschutzmittel)	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Ertragskartierung	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Zusammenlegung von Arbeitsgängen	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Verschiebung von Arbeitsterminen (z.B. Mahdtermine)	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Anpassung von Arbeitsgängen (z.B. Schnitthöhen ändern, Balken- statt Kreiselmäher verwenden)	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Stilllegung von Flächen	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
Umwandlung von Acker zu Grünland	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	
weitere? ...	<input type="checkbox"/>						<input type="checkbox"/>	

4 Für wie wichtig halten Sie persönlich die folgenden Umweltziele?

- a) Welche Umweltziele halten Sie allgemein für wichtig?

Umweltziel	Halte ich für ...				
	sehr wichtig		→	unwichtig	
	5	4	3	2	1
Grundwasserschutz (Nitrateintrag, Pflanzenschutzmittel)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Oberflächengewässerschutz (N- und P-Eintrag, Pflanzenschutzmittel)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bodenschutz (Verdichtung, Wasser-, Winderosion)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Artenschutz (Schutz typischer Arten der Agrarlandschaft)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Biotopschutz (Erhalt wertvoller Lebensräume)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Weitere ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

b) Welche Umweltziele halten Sie im Hinblick auf Ihren eigenen Betrieb für so wichtig, dass hierzu Maßnahmen durchgeführt werden?

Umweltziel	Halte ich für ...				
	sehr wichtig			→ unwichtig	
	5	4	3	2	1
Grundwasserschutz (Nitrateintrag, Pflanzenschutzmittel)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Oberflächengewässerschutz (N- und P-Eintrag, Pflanzenschutzmittel)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bodenschutz (Verdichtung, Wasser-, Winderosion)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Artenschutz (Schutz typischer Arten der Agrarlandschaft)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Biotopschutz (Erhalt wertvoller Lebensräume)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Weitere ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5 Welches sind für Sie persönlich wichtige Entscheidungskriterien?

Wenn Sie sich für oder gegen die Durchführung einer Maßnahme entscheiden, welche Entscheidungskriterien sind für Sie persönlich dabei besonders wichtig?

(Fortsetzung nächste Seite)

Entscheidungskriterien	Halte ich für ...				
	sehr wichtig			→ unwichtig	
	5	4	3	2	1
Kosten	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Kosteneinsparungen oder zumindest Kostenneutralität	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Förderfähigkeit/zusätzliche finanzielle Anreize	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Investitionen notwendig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Zeitbedarf	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein zusätzlicher Zeitaufwand (Mehrarbeit generell)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine zusätzlichen Arbeitsspitzen (Zeitpunkt der Mehrarbeit)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Zeitkonflikte (Zeit für Familie, Hobbys)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Risikopotenzial	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Verunkrautung der Flächen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein erhöhter Schädlingsdruck	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Fehlfunktionen (technisch ausgereift)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Ertrags- oder Qualitätsminderung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Kompatibilität und Integrierbarkeit	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
gut in Betriebsabläufe integrierbar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
vereinbar mit Standortbedingungen (Klima, Boden)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
stimmig mit Betriebsphilosophie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
schadet nicht dem Ansehen bei Berufskollegen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Probleme mit Verpächtern	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Aufwand und Ausprobierbarkeit	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kann erst auf Teilfläche ausprobiert werden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
macht keine EDV-gestützte Datenverarbeitung erforderlich	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein großer Aufwand für die Instandhaltung/Pflege	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht mit Auflagen/Bearbeitungsschwernissen verbunden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

(Fortsetzung nächste Seite)

Entscheidungskriterien	Halte ich für ...				
	sehr wichtig			unwichtig	
	5	4	3	2	1
Anspruch und Komplexität	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Weiterbildung erforderlich (Beratung, Infobedarf)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht so kompliziert, dass Mitarbeiter geschult werden müssen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
fordert meine Fähigkeiten und Kenntnisse (Zufriedenheit)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
technisch nicht zu kompliziert umzusetzen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Wirksamkeit/positive Effekte	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mit positiven Umweltwirkungen verbunden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
verbessert Image der Landwirtschaft	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ressourcenschutz für nachfolgende Generationen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
erhöhte Attraktivität der Agrarlandschaft als Erholungsraum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Produktion gesunder und unbelasteter Lebensmittel	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Handlungsdruck	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Handlungsdruck durch gesetzliche Rahmenbedingungen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Schlüsselerlebnisse (z.B. schwere Umweltschäden erlebt)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
weitere? ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

6 Wie würden Sie die folgenden Maßnahmen hinsichtlich der fragten Eigenschaften klassifizieren?
 Vergleichen Sie dabei damit, wie es vor Einführung der Maßnahme war.

Bitte verwenden Sie die folgenden Symbole:

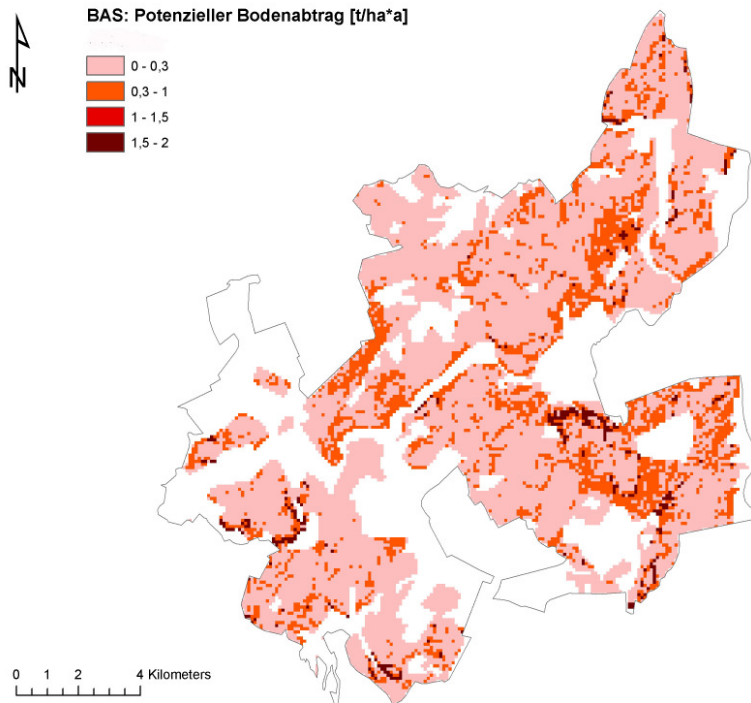
verringert ←			→ erhöht	
-2	-1	0	+1	+2

	Reduzierte/pfluglose Bodenbearbeitung	Mulch-+ Direktsaatverfahren	Einsatz von Breitreifen	Anbau von Zwischenfrüchten	Anbau von Untersaaten	Aufwandsreduzierung von Düngemitteln	Ertragsreduzierung von Pflanzenschutzmitteln	Zusammenlegung von Arbeitsgängen	Verschlebung von Arbeitsgängen	Austausch von Bearbeitungsmitteln	Anpassung von Betriebsmitteln	Stilllegung von Arbeitsgängen	Umkehrung von Flächen	weitere ?
Maßnahme wird durchgeführt?																	
Wie schätzen Sie die Kosten ein?																	
Wie ist der Zeitbedarf zu beurteilen?																	
Wie ist das Risiko einzustufen?																	
Wie ist der Aufwand bei der Integration in die Betriebsabläufe zu bewerten?																	
Wie ist der Aufwand bei Umsetzung der Maßnahme an sich einzustufen?																	
Wie schätzen Sie den Anspruch an Ihr fachliches Können ein?																	
Wie beurteilen Sie die Wirksamkeit?																	

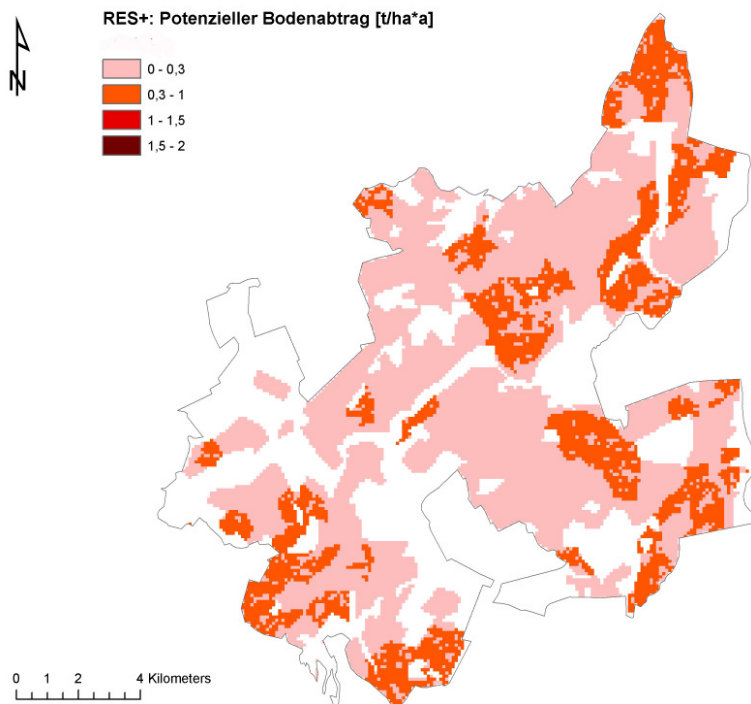
7 Wie sehen Sie die Zukunft? Was denken Sie, was sich in den kommenden Jahren für Sie persönlich und Ihren Betrieb verändern wird?

11.4 Anhang D – Karten zu den Szenarienrechnungen

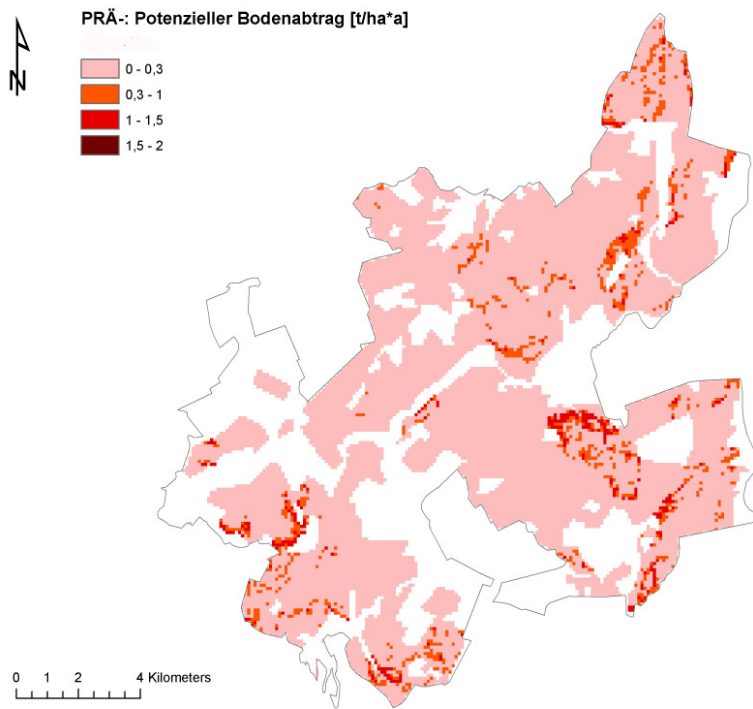
Anhang D - 1: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario BAS



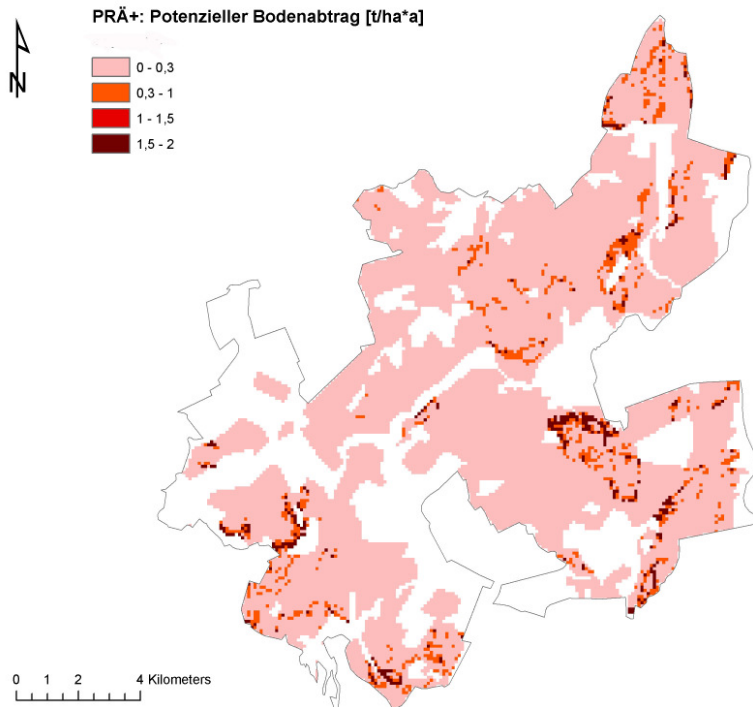
Anhang D - 2: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario RES+



Anhang D - 3: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario PRÄ-



Anhang D - 4: Potenzieller Bodenabtrag im Szenario PRÄ+



11.5 Anhang E – Beispiel „Mietwohnung“

Anhang E - 1: Beispiel „Mietwohnung“, Unterschiede zwischen Binär- und Fuzzy-Logik

Eine Familie (Vater, Mutter, Kind) ist auf der Suche nach einer neuen „geeigneten“ 4-Zimmer-Wohnung. Mehrere Wohnungen stehen zur Auswahl, die hinsichtlich ihrer „Eignung“ durch die „Größe“ und „Miete“ gekennzeichnet seien. Die „Größe“ der verschiedenen Wohnungen kann als *klein*, *mittel* oder *groß*, die „Miete“ als *teuer*, *durchschnittlich* oder *billig* eingestuft werden. Diese Eigenschaften bestimmen die „Eignung“ der Wohnung als zukünftiges Zuhause der Familie, die als *gut*, *mittel* oder *schlecht* bezeichnet werden kann. Die linguistischen Variablen in diesem Beispiel seien entsprechend die „Eignung“ als Ausgangsgröße sowie „Miete“ und „Größe“ als Eingangsgrößen, die jeweils in die oben genannten linguistische Terme (*kursiv*) unterteilt werden sollen. Die Wohnungen haben folgende Größe und Miethöhe (Übersicht A). Es soll die geeignetste Wohnung ermittelt werden.

Übersicht A: Größe und Miethöhe der Wohnungen

	Größe [m ²]	Miete [€]
Wohnung 1 (W1)	180	800
Wohnung 2 (W2)	220	1.300
Wohnung 3 (W3)	250	2.200

Jeder Term einer linguistischen Variablen repräsentiert eine scharfe bzw. unscharfe Menge. Als Zugehörigkeitsgrade zu den einzelnen Termen nach Binär- und Fuzzy-Logik (siehe Grafik) ergeben sich die in Übersicht B zusammengestellten Werte. Wesentlich ist, dass Binär- und Fuzzy-Logik unterschiedliche Bewertungsergebnisse liefern, wenn man sie zur Entscheidungsfindung heranzieht. Soll jetzt nach der Regel (R1): „WENN ‚Größe‘ ist *groß* UND ‚Miete‘ ist *billig* DANN ‚Eignung‘ ist *gut*“, die am besten geeignete Wohnung ermittelt werden, so besitzt nach der Binär-Logik keine der Wohnungen sowohl die Eigenschaft Miete *niedrig* als auch Größe *groß* (MIN-Operator), d.h. die Ergebnismenge bleibt leer. Trotz tatsächlicher Unterschiede in Miethöhe und Größe scheinen alle Wohnungen ungeeignet. Bei Anwendung der Fuzzy-Logik kann W2 als die am besten geeignete Wohnung identifiziert werden.

Übersicht B: Zugehörigkeitsgrade W1-W3

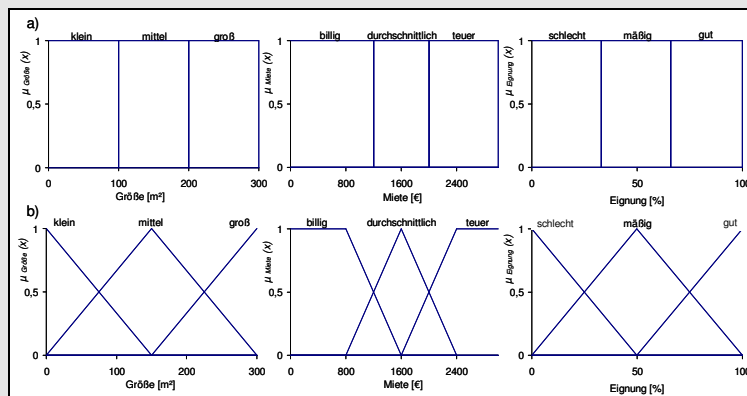
	W1	W2	W3
a) Binär-Logik			
Größe:			
groß	0	1	1
mittel	1	0	0
klein	1	0	0
Miete:			
billig	1	0	0
durchschnittl.	0	1	0
teuer	0	1	0
Eignung: groß UND billig	0	0	0
b) Fuzzy-Logik			
Größe:			
groß	0,20	0,47	0,67
mittel	0,80	0,53	0,33
klein	0	0	0
Miete:			
billig	1	0,38	0
durchschnittl.	0	0,62	0,25
teuer	0	0	0,75
Eignung: groß UND billig	0,20	0,47	0

Für dieses Beispiel ist es durch Anwendung des γ -Operators auch möglich den Einfluss unterschiedlicher Präferenzen der Familienmitglieder darzustellen. Für das Kind sei beispielsweise vor allem die Größe der Wohnung wichtig (Platz zum Spielen), während die Eltern eine möglichst geringe Miete anstreben (Einkommen). Verknüpfungsoperator für die unscharfen Mengen der billigen und großen Wohnungen nach obiger Regel ist jetzt nicht der MIN-Operator, sondern der γ -Operator (Formel (1)). Im Beispiel sei μ_A die Menge der großen Wohnungen und μ_B die Menge der billigen Wohnungen. Zwischen den Eigenschaften sei keine Kompensation möglich, d.h. $\gamma = 0$. Die Gewichtung sei für das Kind zur Eigenschaft *groß* verschoben ($\delta_A=0,8$; $\delta_B=0,2$) und komplementär für die Eltern zur Eigenschaft *billig* ($\delta_A=0,2$; $\delta_B=0,8$). Nach Priorität des Kindes ist weiterhin W2 die geeignetste Wohnung, nach Priorität der Eltern jedoch W1 (Übersicht C).

Übersicht C: Eignung nach unterschiedlicher Priorität

	$\mu_A(x)$	$\mu_B(x)$	$\mu_{A,B \text{ Kind}}(x)$	$\mu_{A,B \text{ Eltern}}(x)$
W 1	0,20	1	0,28	0,72
W 2	0,47	0,38	0,45	0,39
W 3	0,67	0	0	0

Grafik: Zugehörigkeitsfunktionen der Input- und Outputgrößen gemäß a) Binär-Logik und b) Fuzzy-Logik



Anhang E - 2: Anwendung der Fuzzy-Regelung im Beispiel „Mietwohnung“

Neben der bereits oben verwendeten Regel R1 soll die Regelbasis zwei weitere beinhalten (Übersicht). Alternativ wird hier der ODER-Operator verwendet:

Übersicht: Regelbasis

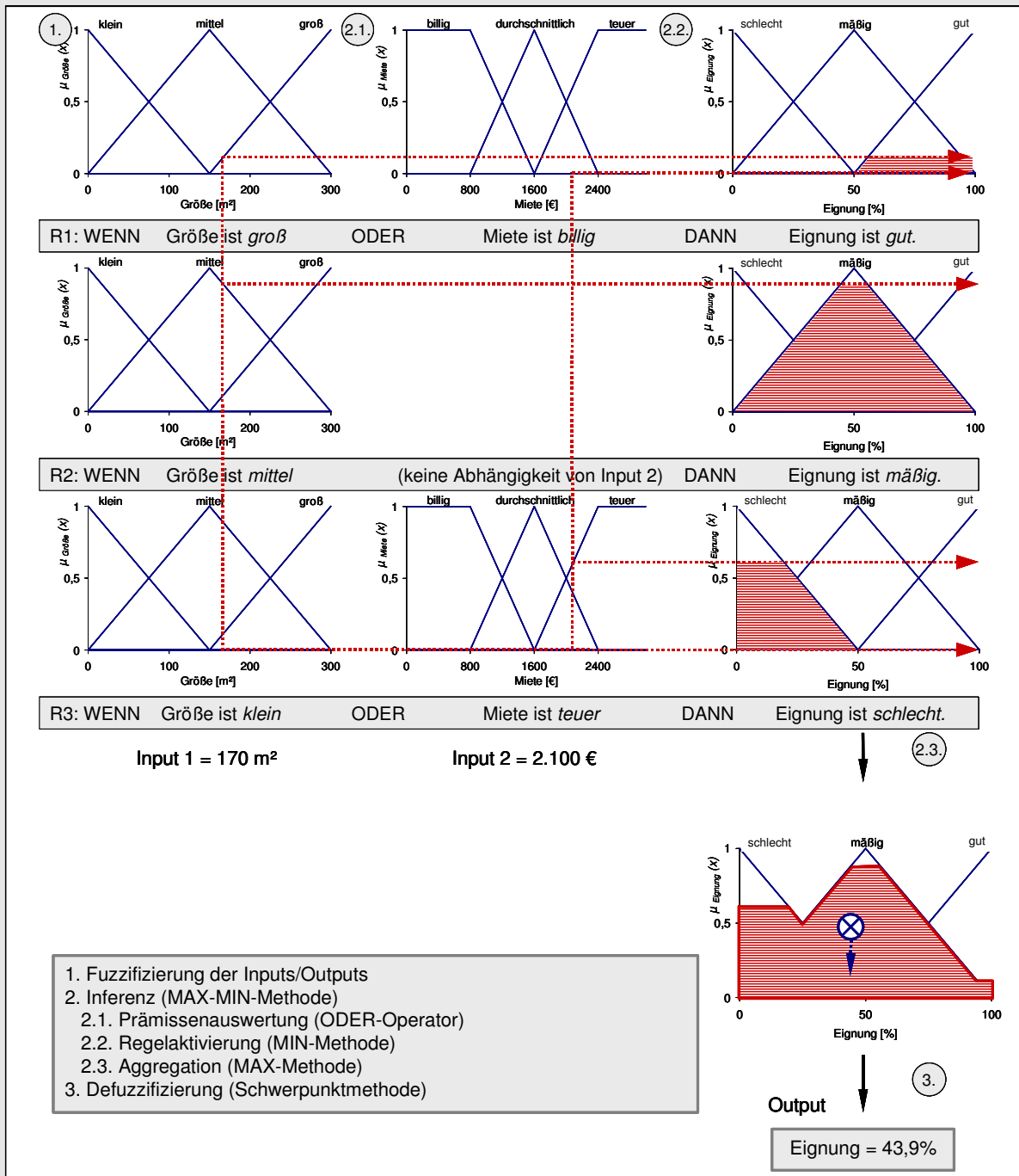
- R1: WENN ‚Größe‘ ist groß ODER ‚Miete‘ ist billig DANN ‚Eignung‘ ist gut.
- R2: WENN ‚Größe‘ ist mittel DANN ‚Eignung‘ ist mäßig.
- R3: WENN ‚Größe‘ ist klein ODER ‚Miete‘ ist teuer DANN ‚Eignung‘ ist schlecht.

Die Berechnung der Eignung wird beispielhaft für ein Wertepaar gezeigt (siehe Grafik):

Input 1: Größe = 170 m² und
Input 2: Miete = 2.100 €

Als Ergebnis erhält man eine mäßige Eignung, d.h. prozentual ausgedrückt eine Eignung von 43,9 %.

Grafik: Fuzzifizierung, Inferenz und Defuzzifizierung im Beispiel „Mietwohnung“



ISBN 978-3-86624-369-9



dissertation.de
<http://www.dissertation.de>