

Aus dem Institut für Agrarökonomie
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Messung von Produktivität und Effizienz landwirtschaftlicher Betriebe unter Einbeziehung von Umweltwirkungen

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von
Dipl.-Ing. agr. Arno Dreesman
aus
Leer (Ostfriesland)

Kiel, im Dezember 2006

Dekan:	Prof. Dr. J. Krieter
1. Berichterstatter:	Prof. Dr. U. Latacz-Lohmann
2. Berichterstatter:	Prof. Dr. A. Abdulai
Tag der mündlichen Prüfung:	08. Februar 2007

gedruckt mit Genehmigung der
Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Diese Arbeit kann als pdf-Dokument unter
<http://e-diss.uni-kiel.de/agrar-fak.html>
aus dem Internet geladen werden.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei den Menschen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt dabei meinem Doktorvater Prof. Dr. Latacz-Lohmann für die Überlassung der interessanten Themenstellung, die wissenschaftliche Betreuung und die gewährten Freiräume bei der Erstellung dieser Arbeit. Herrn Prof. Dr. Abdulai danke ich für die bereitwillige Übernahme des Korreferats und Herrn Prof. Dr. Dr. Henning für den Vorsitz der Prüfungskommission.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danke ich für die finanzielle Förderung dieses Projekts. Ebenso danke ich der Fédération des Herd-Books Luxembourgeois, der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft und dem Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts Universität zu Kiel für die Bereitstellung von Datensätzen.

Weiterhin möchte ich den Mitarbeitern des Lehrstuhls für ihre Hilfsbereitschaft und gute Zusammenarbeit danken. Jörg Müller-Scheeßel, Arnd von Hugo, Hendrik Habermann und Anna Kratzmann, aber auch Frau Tischendorf und Herr Wiese haben allzeit zu einer freundlich-produktiven Atmosphäre am Lehrstuhl beigetragen. Darüber hinaus waren Tammo Francksen und Günther Gubi kompetente Ansprechpartner in allen Fragen bezüglich der Effizienzanalyse. Besonderer Dank gilt Gunnar Breustedt, der mit seinen Anregungen und Hilfestellungen maßgeblich zum erfolgreichen Gelingen der Arbeit beigetragen hat.

Ein ganz besonderer Dank gilt meinen Eltern und Geschwistern für die Unterstützung in all den Jahren.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	VIII
Abkürzungsverzeichnis	XI
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Zielsetzung	1
1.2 Aufbau der Arbeit	3
2 Theoretische Grundlagen der Effizienzanalyse	5
2.1 Produktivitäts- und Effizienzmessung	6
2.2 Methoden der Effizienzanalyse	10
2.2.1 Stochastische Frontieranalyse (SFA)	11
2.2.2 Data Envelopment Analysis (DEA)	15
2.2.2.1 Allgemeines Modell unter konstanten Skalenerträgen . .	15
2.2.2.2 Skalenertragsverhalten	20
2.2.2.3 Unkontrollierbare Inputs bzw. Outputs	26
2.2.2.4 Umfeldparameter	27
2.2.2.5 Verschwendbarkeit	30
2.2.2.6 Supereffizienz	35
2.2.2.7 Gewichtungbeschränkungen	36
2.2.2.8 Malmquistindex	38
2.2.2.9 Alternative DEA-Modelle	39
2.2.3 Vergleich von SFA und DEA	41
3 Umweltwirkungen der Landwirtschaft	46
3.1 Konzeptionelle Abgrenzung positiver und negativer Umweltwirkungen . .	47

3.1.1	Stoffliche Abgrenzung	47
3.1.2	(Umwelt-)Ökonomische und eigentumsrechtliche Abgrenzung	50
3.2	Bedeutendste Umweltwirkungen der Landwirtschaft	56
3.2.1	Landschafts- und Artenvielfalt	56
3.2.2	Boden	57
3.2.3	Wasser	59
3.2.4	Atmosphäre und Energie	61
3.3	Agrarumweltindikatoren zur Messung von Umweltwirkungen	63
3.3.1	Stickstoffsaldo	66
3.3.2	Phosphorsaldo	70
3.3.3	Produktion und Verbrauch von Energie	71
3.3.4	Kulturartendiversität	72
3.4	Fazit	73
4	Die Effizienzanalyse als Instrument der Umwelteffizienzmessung	75
4.1	Motive zur Umwelteffizienzmessung	76
4.2	Probleme und Besonderheiten der Umwelteffizienzmessung landwirtschaftlicher Betriebe	81
4.3	Modellierung ausgewählter Lösungsmöglichkeiten	100
4.4	Ansätze zur Bestimmung der Umwelteffizienz	102
4.4.1	Traditionelle Effizienzanalyse	103
4.4.2	Erweiterte Effizienzanalyse	108
4.4.2.1	Parametrische Frontieranalysen zur Messung der erweiterten Effizienz	108
4.4.2.2	Nicht-parametrische Frontieranalysen zur Messung der erweiterten Effizienz	112
4.4.3	Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse	127
4.4.4	Stoffliche Umwelteffizienzanalyse	131
4.4.5	Empirische Arbeiten	132
4.4.6	Fazit	137
5	Empirische Analysen	140
5.1	Effizienzanalyse von Produktionsverfahren der Viehhaltung in Luxemburg	141
5.1.1	Vorstellung der Datengrundlage	141

5.1.2	Traditionelle Effizienzanalyse Luxemburg	145
5.1.2.1	Variablen für die traditionelle Effizienzanalyse	146
5.1.2.2	Erklärungsvariablen	148
5.1.2.3	Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse mit der SFA	150
5.1.2.4	Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse mit der DEA	155
5.1.2.5	Vergleich der Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse	157
5.1.3	Erweiterte Effizienzanalysen Luxemburg	158
5.1.3.1	Variablen für die erweiterten Effizienzanalysen	158
5.1.3.2	Ergebnisse der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA	161
5.1.3.3	Ergebnisse der erweiterten Effizienzanalysen mit der DEA	163
5.1.4	Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse Luxemburg . .	165
5.1.4.1	Variablen für die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse	166
5.1.4.2	Ergebnisse der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse	167
5.1.5	Stoffliche Umwelteffizienzanalyse Luxemburg	169
5.1.5.1	Variablen für die stoffliche Umwelteffizienzanalyse	169
5.1.5.2	Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse	169
5.1.6	Ergebnisse der Tobitregression	171
5.1.7	Vergleich der Methoden	174
5.1.8	Diskussion der empirischen Ergebnisse der Effizienzanalysen . . .	177
5.2	Effizienzanalyse von Marktfruchtbetrieben der KUL-Erhebung	183
5.2.1	Vorstellung der Datengrundlage	183
5.2.2	Variablen für stoffliche Umwelteffizienzanalyse	185
5.2.3	Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse	187
5.2.4	Ergebnisse der Tobitregression	190
5.2.5	Diskussion der empirischen Ergebnisse der Effizienzanalyse	191
5.3	Effizienzanalyse von Produktionsverfahren des Futterbaus	193
5.3.1	Vorstellung der Datengrundlage	193
5.3.2	Variablen für die stoffliche Umwelteffizienzanalyse	194
5.3.3	Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse	195
5.3.4	Diskussion der empirischen Ergebnisse der Effizienzanalyse	199
5.4	Schlussfolgerungen der empirischen Analysen	201

6	Diskussion und Ausblick	204
6.1	Allgemeine Diskussion	204
6.1.1	Diskussion der Daten	205
6.1.2	Diskussion der Methoden	211
6.2	Bewertung der Ansätze	215
6.2.1	Traditionelle Effizienzanalyse	216
6.2.2	Erweiterte Effizienzanalyse	216
6.2.2.1	Erweiterte Effizienzanalyse mit der SFA	216
6.2.2.2	Erweiterte Effizienzanalyse mit der DEA	218
6.2.3	Vergleich von SFA und DEA	218
6.2.4	Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse	221
6.2.5	Stoffliche Umwelteffizienzanalyse	221
6.3	Forschungsbedarf und Ausblick	222
6.3.1	Einsatz der worst-practice DEA	222
6.3.2	Erweiterungsmöglichkeiten in der Umwelteffizienzmessung	227
6.3.3	Die Umwelteffizienzanalyse als Instrument zur Beurteilung von Agrarumweltmaßnahmen	228
6.4	Fazit	233
7	Zusammenfassung	235
8	Summary	240
	Literaturverzeichnis	242
A	Anhang	260

Abbildungsverzeichnis

2.1	Paretoverbesserung durch Inputreduktion	6
2.2	Isoquantenschema zur Ermittlung der Effizienz	8
2.3	Transformationskurve zur Ermittlung der Effizienz	10
2.4	Graphische Darstellung der Ermittlung der Effizienzwerte mit der SFA	13
2.5	Graphische Darstellung der Input- und Outputorientierung in der DEA	16
2.6	Inputsack	20
2.7	Frontier unter konstanten und variablen Skalenerträgen	21
2.8	Nicht-zunehmende und nicht-abnehmende Skalenerträge	22
2.9	Bestimmung des Skalenniveaus	23
2.10	Effizienzermittlung unter konstanten und variablen Skalenerträgen	25
2.11	Freie und schwache Verschwendbarkeit der Inputs	32
2.12	Freie und schwache Verschwendbarkeit der Outputs	33
2.13	DEA-Supereffizienzmessung	36
2.14	Directional Distance Function und Hyperbolische DEA	41
3.1	Kreislauf der Wirtschaft und der Umwelt	48
3.2	Ziele und Vorgehensweise beim Umweltmanagement	52
3.3	Stoffliche, ökonomische und eigentumsrechtliche Abgrenzung	54
3.4	Jährlicher Stickstoff-Überschuss in Deutschland (Gesamtbilanz)	70
4.1	Paretoverbesserung durch Reduktion umweltschädigender Inputs	77
4.2	Transformationsprozess	82
4.3	Technologiemenge im Modell unerwünschter Output als frei verschwendbarer Input	84
4.4	Technologiemenge im Modell Output als schwach verschwendbarer Output	87
4.5	Saldo-Produktionsfunktion	96
4.6	Nährstoffsaldo-Produktionsfunktion Tierhaltung	97
4.7	Nährstoffsaldo-Produktionsfunktion Pflanzenbau	97

Abbildungsverzeichnis

4.8	Technologiemenge im Modell TYTECA UO	115
4.9	Technologiemenge im Modell TYTECA IUO	117
4.10	Technologiemenge im Modell BALL 1	118
4.11	Hyperbolische DEA und Directional Output Distance Function	121
4.12	Technologiemenge im Modell von HAILU und VEEMAN (2001)	124
4.13	Hyperbolische DEA mit schwacher und freier Verschwendbarkeit	137
5.1	Versuchskonzept des Grünlandversuchs	194
5.2	Produktionsverfahren des Futterbaus in Isoquantendarstellung	196
6.1	Technologieraum worst-practice DEA	224
6.2	Effizienzmessung an der worst-practice Frontier	225
6.3	Mögliche Frontierschiebungen der best- und worst-practice Frontier	232

Tabellenverzeichnis

3.1	Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft 1990/2003 (in Mt a^{-1} CO ₂ -Äquivalent)	63
4.1	Konzepte der erweiterten Effizienzmessung	126
5.1	Anteile an Gesamteinnahmen ohne Subventionen	145
5.2	Variablen der traditionellen Effizienzanalyse für Luxemburg	146
5.3	Deskriptive Analyse der Input- und Outputvariablen	148
5.4	Deskriptive Analyse der Input- und Outputvariablen deflationiert pro ha	149
5.5	Deskriptive Kennzahlen der Erklärungsvariablen 1999/2000	149
5.6	Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse SFA (Inefficiency Effects Model)	152
5.7	Produktionselastizitäten (Inefficiency Effects Model) evaluiert am Stichprobenmittel	153
5.8	Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg SFA	154
5.9	LR-Teststatistik der verschiedenen SFA Modellspezifikationen	154
5.10	Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg DEA	155
5.11	Veränderung der Effizienz und Produktivität in der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg	156
5.12	Gewichtungsfaktoren der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg	157
5.13	Rangkorrelation nach Spearman für traditionelle Effizienzanalyse	158
5.14	Variablen der erweiterten Effizienzanalyse für Luxemburg	159
5.15	Deskriptive Analyse der Umweltvariablen für erweiterte Effizienzanalyse	160
5.16	Produktionselastizitäten der erweiterten Effizienzanalyse evaluiert am Stichprobenmittel	161
5.17	Ergebnisse der erweiterten Effizienzanalysen mit der DEA	163
5.18	Gewichtungsfaktoren der erweiterten Effizienzanalyse Luxemburg	165

Tabellenverzeichnis

5.19	Veränderung der Effizienz und Produktivität in der erweiterten Effizienzanalyse Luxemburg	165
5.20	Variablen der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse für Luxemburg	166
5.21	Deskriptive Analyse der Variablen für die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse	166
5.22	Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzen Luxemburg	168
5.23	Gewichtungsfaktoren der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse Luxemburg	168
5.24	Variablen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse für Luxemburg	169
5.25	Energieoutput in GJ NEL pro Hektar	170
5.26	Ergebnisse stoffliche Umwelteffizienzanalyse Luxemburg	170
5.27	Veränderung der Effizienz und Produktivität in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse Luxemburg	170
5.28	Gewichtungsfaktoren der stofflichen Umwelteffizienzanalyse Luxemburg .	171
5.29	Ergebnisse der Tobitregressionen auf die mit Hilfe der DEA-Modelle ermittelten Ineffizienzen	172
5.30	Rangkorrelation (Spearman) der Effizienzwerte unterschiedlicher Ansätze	175
5.31	Ergebnisse der verschiedenen Umwelteffizienzmessungen	178
5.32	Gewichtungsfaktoren der verschiedenen Ansätze Luxemburg	182
5.33	Verteilung der Betriebe über die Beobachtungsjahre	184
5.34	Herkunft der Beobachtungen nach Land/Bundesland	184
5.35	Ausgewählte Kenngrößen der KUL-Betriebe	185
5.36	Variablen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse für KUL	185
5.37	Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse KUL	189
5.38	Rangkorrelation (Spearman) der Effizienzwerte KUL	189
5.39	Gewichtungsfaktoren der stofflichen Umwelteffizienzanalyse KUL	190
5.40	Tobitregressionen auf die Ineffizienzen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse	191
5.41	Variablen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse Futterbau	195
5.42	Deskriptive Analyse der Input- und Outputvariablen Futterbau	195
5.43	Ergebnisse der Umwelteffizienzanalyse Futterbau unter Annahme konstanter Skalenerträge	197
5.44	Ergebnisse der Umwelteffizienzanalyse Futterbau unter Annahme variabler Skalenerträge	198

Tabellenverzeichnis

A.1	Rangkorrelation (Spearman) der Effizienzwerte aller Ansätze	260
A.2	Ergebnisse der SFA-Umwelteffizienzanalyse	261

Abkürzungsverzeichnis

AK	Arbeitskräfte
ar.	arithmetisch
bspw.	beispielsweise
bzw.	beziehungsweise
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CRS	constant returns to scale - konstante Skalenerträge
DEA	Data Envelopment Analysis
DMU/DMUs	eine/mehrere Decision Making Units (Vergleichseinheiten)
et al.	et alii, und andere
f.	und die folgende
ff.	nachfolgende
ges.	gesamt
Gew.	Gewichtungsbeschränkung
ggf.	gegebenenfalls
GJ	Gigajoule, 1 GJ = 1.000.000 Joule
Hg.	Herausgeber
i.d.R.	in der Regel
KaDiv	Kulturartendiversitätsindex
KUL	Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft
landw.	landwirtschaftlich
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
max(x)	maximiere x
Max.	Maximum
min(x)	minimiere x
Min.	Minimum
Mt	Megatonne (1.000 t)

N ₂ O	Distickstoffmonoxid - Lachgas
NH ₃	Ammoniak
NO ₃	Nitrat
NO _x	Stickstoffoxide
S.	Seite
SFA	Stochastische Frontieranalyse
Spannw.	Spannweite
s.t.	subject to - unter der Nebenbedingung
Std. abw.	Standardabweichung
TE	Technische Effizienz
TFP	Totale Faktorproduktivität
u.a.	unter anderem
u.U.	unter Umständen
vgl.	vergleiche
VRS	variable returns to scale - variable Skalenerträge
VRS _{in}	DEA-Modell unter Annahme variabler Skalenerträge, inputorientiert
VRS _{out}	DEA-Modell unter Annahme variabler Skalenerträge, outputorientiert
Wertsch.	Wertschöpfungsorientierte
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Landwirtschaftliche Betriebe produzieren Güter und Dienstleistungen und sind bestrebt, diese kostengünstig, d.h. mit einem möglichst geringen Inputeinsatz zu erzeugen. Die Effizienzanalyse beurteilt die Input-/Outputkombinationen eines Betriebes im Vergleich zu anderen Betrieben. In der traditionellen Effizienzanalyse wird die landwirtschaftliche Produktion aus Sicht des Unternehmers betrachtet, denn es werden möglichst alle Inputs und Outputs erfasst, die zu Kosten bzw. Leistungen des Betriebes führen. Ein Betrieb wirtschaftet effizient, wenn er im Vergleich zu den anderen betrachteten Betrieben bei konstantem Output keine Inputeinsparpotenziale bzw. bei konstanten Inputs keine Outputsteigerungspotenziale realisieren kann. Sind hingegen Verbesserungspotenziale vorhanden, die unter bestimmten Annahmen mit Paretoverbesserungen gleich gesetzt werden können, können diese mit Hilfe der traditionellen Effizienzanalyse aus Sicht des landwirtschaftlichen Betriebes quantifiziert werden.

Unberücksichtigt bleiben in der traditionellen Effizienzanalyse jedoch die Umweltwirkungen des Betriebes, sofern sie keine Kosten durch Abgaben oder Auflagen verursachen bzw. als positive Leistungen honoriert werden. Aus wohlfahrtsökonomischer Sicht sind jedoch diese sozialen Kosten und Leistungen einzubeziehen. Erst durch die Einbeziehung sämtlicher eingesetzten Ressourcen und produzierten Güter können sowohl betriebliche als auch gesellschaftliche Effekte gemessen und damit die multifunktionalen Leistungen der beobachteten Betriebe beurteilt werden. Für einige beobachtete Betriebe, die einen hohen Verbrauch von Umweltressourcen haben, können weitere Paretoverbesserungen bestimmt werden. Für Betriebe, die verhältnismäßig geringe negative Umweltwirkungen verursachen, ergeben sich geringere Paretoverbesserungspotenziale als in der traditionellen Effizienzanalyse, zum Teil können sogar keine möglichen Verbesserungen aufgezeigt werden. Diese Betriebe wären damit ebenfalls als effizient einzustufen.

In den letzten Jahren wurden verschiedene Konzepte in die wissenschaftliche Forschung eingeführt, die die Messung der Umwelteffizienz und damit die Identifizierung von Pa-

retoverbesserungen aus betrieblicher und gesellschaftlicher Sicht ermöglichen sollen. Auf ein einheitliches Vorgehen konnten sich die Autoren dabei noch nicht verständigen. Daher wird diese Arbeit die genannten Konzepte aufgreifen, ihrer Ausrichtung entsprechend einordnen und bewerten.

Hauptziel der Arbeit ist, mögliche Paretoverbesserungen im Ressourceneinsatz landwirtschaftlicher Betriebe aus Sicht des Unternehmers und der Gesellschaft zu identifizieren und quantifizieren. Aus dieser übergeordneten Zielsetzung ergeben sich die folgenden konkreten Ziele:

1. Das erste Unterziel ist methodischer Natur: Es sollen bestehende Effizienzanalysemethoden auf die Erfordernisse der Messung der Umwelteffizienz landwirtschaftlicher Betriebe angepasst werden. Hier sollen verschiedene, aus der Literatur bekannte Modellvarianten auf ihre Praktikabilität untersucht werden. Des Weiteren soll ein Methodenvergleich durchgeführt werden, um die Aussagefähigkeit der einzelnen Methoden und die Robustheit der gewonnenen Ergebnisse kritisch zu prüfen. Hierbei soll im Besonderen die Anwendbarkeit der Data Envelopment Analysis und ihrer verschiedenen Modellvarianten untersucht werden. Es sollen verschiedene Ansätze entwickelt werden, die mögliche Paretoverbesserungen aus betrieblicher und gesellschaftlicher Sicht auf einzelbetrieblicher Ebene bestimmen können.
2. Das zweite Unterziel ist die Auseinandersetzung mit der sachlichen Fragestellung der ökologischen Effizienz. Hier sollen anhand von drei Datensätzen Sachaussagen bezüglich der Umwelteffizienz landwirtschaftlicher Betriebe getroffen werden. Im Vordergrund steht dabei die Berechnung der Höhe der Effizienzwerte bzw. die Quantifizierung der Verbesserungspotenziale. Es sollen die möglichen Paretoverbesserungen aus gesellschaftlicher Sicht auf einzelbetrieblicher Ebene quantifiziert werden. In einem weiteren Schritt soll untersucht werden, welchen Einfluss Faktoren wie Standortbedingungen, Betriebsform oder Bewirtschaftungsintensität auf die Umwelteffizienz haben. Darüber hinaus soll eine dynamische Analyse der Umwelteffizienz von Betrieben erfolgen, die mehrfach teilgenommen haben. Daraus können Aussagen über die Entwicklung der Umwelteffizienz im Zeitablauf abgeleitet werden.

Weiterhin soll eine Ableitung von Empfehlungen für Politik, Beratung und landwirtschaftliche Praxis getroffen werden. Es soll gezeigt werden, wie die Umwelteffizienzanaly-

se als Instrument zur Abschätzung des Erfolgs von Agrarumweltprogrammen verwendet werden könnte und wo weitere Einsatzbereiche der Umwelteffizienzanalyse liegen.

1.2 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in acht Kapitel. Nach der Einleitung folgt im zweiten Kapitel eine Vorstellung der Grundlagen der Effizienzanalyse. Dort werden die Effizienzanalysemethoden Stochastische Frontieranalyse und Data Envelopment Analysis dargestellt.

Kapitel 3 beschäftigt sich mit Umweltwirkungen, die von der heutigen Landwirtschaft ausgehen. Es werden Konzepte vorgestellt, die es ermöglichen, zwischen positiven und negativen Umweltwirkungen zu unterscheiden. Eine eindeutige Abgrenzung ist für die Einbeziehung der Umweltwirkungen in die Effizienzanalyse erforderlich. Aufgrund verschiedener in dem Kapitel beschriebener Messbarkeitsprobleme ist es schwierig, die Umweltwirkungen einzelbetrieblich zu quantifizieren. Deshalb werden Agrarumweltindikatoren bestimmt, die die Umweltwirkungen abschätzen sollen.

In Kapitel 4 werden verschiedene Umwelteffizienzmessungsansätze vorgestellt. Das Kapitel gibt zunächst einen Überblick über die Literatur der Umwelteffizienzanalyse und zeigt, welche Modelle bislang angewendet worden sind. Danach werden Probleme der Einbeziehung von Umweltwirkungen in die Effizienzanalyse diskutiert und Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt. Daraus folgen unterschiedliche Modellvarianten der verschiedenen Effizienzanalysemethoden.

In Kapitel 5 werden auf der Basis dreier zur Verfügung stehender Datensätze die im vorangegangenen Kapitel erläuterten Modellvarianten der Umwelteffizienzanalyse angewendet und statistisch ausgewertet. Jedem dieser drei Datensätze wird ein eigener Abschnitt gewidmet. Dabei werden die Paretoverbesserungspotenziale aus betrieblicher und gesellschaftlicher Sicht auf einzelbetrieblicher Ebene quantifiziert. In einem abschließenden Fazit werden die Erkenntnisse aus allen Anwendungen zusammengefasst.

In Kapitel 6 werden einige der diskutierten Probleme der Umwelteffizienzanalyse erneut aufgegriffen und untersucht, inwiefern sie sich sowohl qualitativ als auch quantitativ auf die Ergebnisse auswirken. Ferner werden die vier verwendeten Ansätze in diesem Kapitel abschließend diskutiert. Es werden Vorschläge gemacht, wie die Diskrepanzen zu Umweltverträglichkeitsprüfungen, die im Gegensatz zur DEA stets auf die Schwachstellen der Betriebe fokussieren, überwunden werden können. In einem Ausblick werden

zukünftige Anwendungsgebiete einer Umwelteffizienzanalyse empfohlen. Hierbei ist vor allen Dingen die Evaluierung von Agrarumweltprogrammen zu nennen.

Den Abschluss bilden eine deutschsprachige sowie eine englischsprachige Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse der Arbeit.

2 Theoretische Grundlagen der Effizienzanalyse

Ziel der landwirtschaftlichen Produktion ist es, Inputs wie Saatgut und Düngemittel in Outputs wie Getreide zu transformieren. Dabei verbleiben jedoch vielfach Ineffizienzen, z.B. durch Rationalisierungsreserven. Diese können mit Hilfe der Effizienzanalyse bestimmt werden.

In Abbildung 2.1 ist eine Produktionsmöglichkeitenkurve (Frontier) dargestellt, sie zeigt die bestmöglichen Produktionsbeziehungen zwischen Inputs X und Outputs Y . Produziert ein Betrieb P in der Ausgangssituation eine Outputmenge Y_0 und setzt die Inputmenge X_0 ein, könnte er bei konstantem Output seinen Inputeinsatz auf X_1 reduzieren. Die mögliche Reduzierung der Inputs bei konstanten Outputs stellt das Produktivitätssteigerungspotenzial des betrachteten Betriebes dar, welches mit Hilfe der Effizienzanalyse bestimmt werden kann. Eine Erhöhung der Produktivität führt zu einer Paretoverbesserung, denn der betrachtete Betrieb kann durch einen geringeren Inputeinsatz seine Wohlfahrt erhöhen, ohne die Wohlfahrt der restlichen Gesellschaftsmitglieder zu verändern.¹ Somit kann mit Hilfe der Effizienzanalyse das Potenzial für Paretoverbesserungen auf Seiten der landwirtschaftlichen Betriebe bestimmt werden. In Kapitel 4 wird gezeigt, dass darüber hinaus auch Paretoverbesserungen identifiziert werden können, die auf Seiten der Gesellschaft entstehen, wenn landwirtschaftliche Betriebe nicht nur den Einsatz traditioneller Inputs reduzieren, sondern auch unerwünschte Umweltwirkungen verringern.

Bevor diese Erweiterung der Effizienzanalyse dargestellt wird, soll in diesem Kapitel zunächst ein Überblick über die theoretischen Grundlagen der Effizienzanalyse und die beiden Standardmethoden Stochastische Frontieranalyse und Data Envelopment Analysis gegeben werden. Neben der Vorstellung der Grundmodelle werden verschiedene Technologieannahmen und damit verbundene spezielle Modellspezifikationen vorgestellt. Diese Modellerweiterungen werden sehr ausführlich dargestellt, weil sie die Grundlage für die in Kapitel 4 vorgestellten Umwelteffizienzmessungskonzepte bilden.

Der Aufbau des Kapitels gestaltet sich folgendermaßen. Im ersten Abschnitt werden

¹Dieses gilt unter der Annahme, dass alle Gesellschaftsmitglieder Mengenanpasser sind.

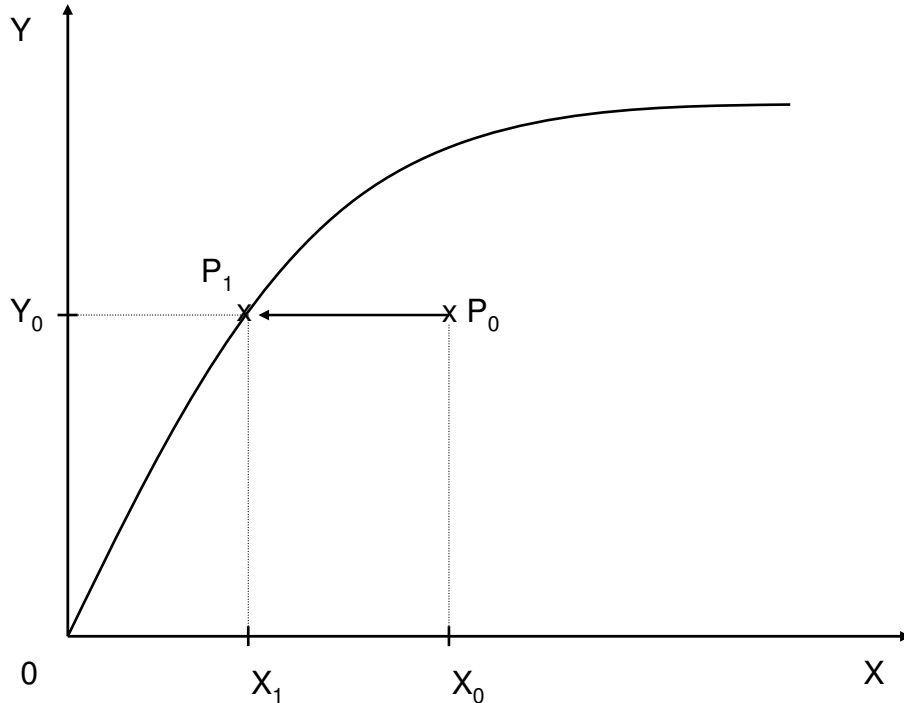


Abbildung 2.1: Paretoverbesserung durch Inputreduktion

Quelle: eigene Darstellung

die Begriffe Produktivität und Effizienz definiert und Konzepte der Effizienzmessung erläutert. Im zweiten Abschnitt werden die Standardmethoden der Effizienzanalyse vorgestellt. Dabei werden neben parametrischen auch nicht parametrische Modelle vorgestellt und diese miteinander verglichen. Im Vergleich werden die Unterschiede und die daraus resultierenden Vor- und Nachteile der jeweiligen Methoden genannt. Dieses erklärt, weshalb die Effizienzwerte voneinander abweichen und wie die Abweichungen zu interpretieren sind.

2.1 Produktivitäts- und Effizienzmessung

Produktivität ist definiert als Verhältnis der erzeugten Outputs zu den zur Erzeugung eingesetzten Inputs. Dabei kann zwischen totaler Faktorproduktivität (TFP) und partieller Faktorproduktivität (PFP) unterschieden werden. Während die TFP das Verhältnis

aller erzeugter Outputs zu sämtlichen eingesetzten Inputs betrachtet, wird bei der Ermittlung der PFP die Beziehung einzelner Outputs zu einzelnen Inputs berechnet.

Die ursprüngliche Definition der Effizienz² geht auf KOOPMANS (1951) zurück, danach ist „ein Input-Output Vektor genau dann technisch effizient, wenn die Steigerung eines Outputs oder die Verringerung eines Inputs nur durch die Verringerung eines anderen Outputs oder die Steigerung eines anderen Inputs möglich ist“. Diese Definition ermöglicht eine Unterscheidung zwischen effizienten und ineffizienten Einheiten. Ineffiziente Einheiten sind dadurch gekennzeichnet, dass sie bei konstantem Faktoreinsatz von mindestens einem Gut mehr produzieren oder bei gleicher Produktion von mindestens einem Faktor Einsparungen vornehmen könnten. Effizienz ist demnach nur ein Teilaspekt der Produktivität, nämlich der Vergleich zwischen tatsächlich beobachteten und optimal erreichbaren Input-/ Outputkombinationen. Wie in der Definition von Koopmans erkennbar ist, kann in der Ermittlung der Effizienz zwischen einer input- und einer outputorientierten Betrachtungsweise gewählt werden. Erstere ermittelt, um wieviel der Inputeinsatz bei gegebenem Outputniveau reduziert werden kann, letztere untersucht, welches Outputniveau bei gegebenem Inputeinsatz erreicht werden kann, um effizient zu produzieren. Zur Messung der Effizienz ist einerseits eine additive Ermittlung möglich, indem die Inputeinsparpotenziale bzw. die Outputvergrößerungspotenziale quantifiziert werden, andererseits ist das von DEBREU (1951) entwickelte radiale Effizienzmaß anwendbar, das eine äquiproportionale Reduktion in allen Inputs bzw. Erhöhung aller Outputs misst. Die äquiproportionale Effizienzmessung ermittelt, um welchen gleich hohen Anteil alle Inputs reduziert oder um welchen gleich hohen Anteil alle Outputs erhöht werden müssten, um die Frontier zu erreichen.

In der Abbildung 2.2 wird die radiale Effizienzmessung für den Fall der Inputorientierung im zwei-Input- ein-Output-Fall graphisch verdeutlicht. Auf der Abszisse ist der Inputeinsatz des ersten Inputs x_1 pro Einheit Output y abgebildet und auf der Ordinate ist der Inputeinsatz des zweiten Inputs x_2 pro Einheit Output abgebildet. SS' kennzeichnet die sogenannte Einheitsisoquante, welche die Inputkombinationen darstellt, die es ermöglichen, eine gegebene Produktionsmenge mit dem geringst möglichen Einsatz von Produktionsfaktoren herzustellen. Auch Vergleichseinheit P erzeugt die gleiche Produktionsmenge, benötigt dazu jedoch einen höheren Einsatz der Produktionsfaktoren x_1 und

²Der Begriff Effizienz sollte nicht mit dem Begriff Effektivität verwechselt oder gleichgesetzt werden. Effektivität misst den Zielerreichungsgrad. Eine Maßnahme ist effektiv, wenn sie zur Erreichung des Ziels dient, unabhängig von der eingesetzten Inputmenge.

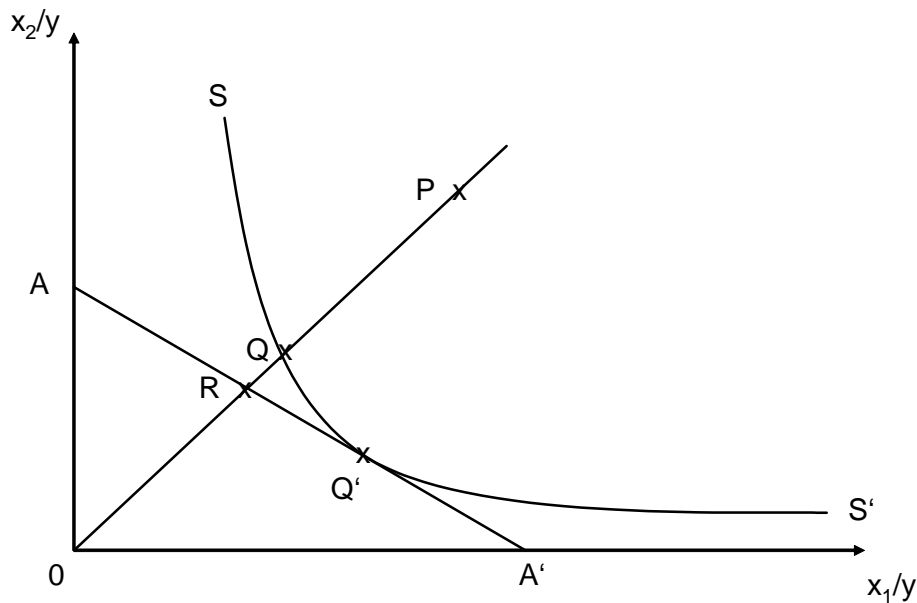


Abbildung 2.2: Isoquantenschema zur Ermittlung der Effizienz

Quelle: COELLI ET AL. (1998)

x_2 als Vergleichseinheit Q , deren Produktionspunkt auf der Einheitsisoquante liegt. Der Begriff Vergleichseinheit wird in der deutschen Effizienzanalyteliteratur geprägt (siehe dazu ALLEN, 2002) und soll dem englischen Begriff „Decision Making Unit (DMU)“ entsprechen. Im Plural wird die Abkürzung DMUs verwendet. Mit einer Vergleichseinheit sollen alle Objekte bezeichnet werden, deren Effizienz untersucht wird. Das können Firmen, Transformationsprozesse, ganze Sektoren oder andere Vergleichseinheiten sein.³ Anhand der durch P verlaufenden Ursprungsgeraden kann ermittelt werden, dass die DMU Q nur den Bruchteil $\overline{0Q}/\overline{0P}$ des Inputeinsatzes von P benötigt, um die gleiche Outputmenge zu produzieren. Der Bruch $\overline{0Q}/\overline{0P}$ stellt damit auch gleichzeitig das Maß für die relative technische Effizienz von P dar. Die relative technische Effizienz drückt das Verhältnis aus beobachteter Produktivität zu maximal möglicher Produktivität in physischen Einheiten, ohne Berücksichtigung der Input- und Outputpreise aus. Der Effizienzwert einer DMU wird somit immer relativ zu allen anderen DMUs berechnet. Ist der Bruch $\overline{0Q}/\overline{0P}$ kleiner als Eins, produziert die DMU technisch ineffizient, ist er gleich Eins, ist sie als effizient zu beurteilen. Die Differenz zwischen dem ermittelten techni-

³In dieser Arbeit wird die Kurzform DMU gewählt, da sie den internationalen Standard darstellt und die Lesbarkeit gegenüber dem deutschen Begriff Vergleichseinheit verbessert.

schen Effizienzwert und dem Effizienzwert von Eins drückt die Höhe der Ineffizienz aus, die Auskunft darüber gibt, um wieviel der Inputeinsatz bei gleichem Output reduziert oder um wieviel der Output bei konstantem Inputeinsatz gesteigert werden müsste, um effizient zu sein.

Ob eine technisch effiziente DMU auch kosteneffizient ist, also die Minimalkostenkombination erzielt, kann nur beantwortet werden, wenn die Preise für Inputs und Outputs bekannt sind.⁴ Die Entwicklung eines Effizienzmaßes zur Ermittlung der Kosteneffizienz geht auf FARRELL (1957) zurück, der die Effizienz von Firmen in zwei Komponenten unterteilt: zum einen die technische Effizienz, welche die Fähigkeit eines Unternehmens widerspiegelt, aus einem gegebenen Inputbündel einen maximalen Output zu generieren und zum anderen die allokativen Effizienz, die ausdrückt, ob die Inputs bei zugrundeliegenden Inputpreisen in einem optimalen Verhältnis eingesetzt werden. Diese beiden Effizienzmaße können anschließend zur Kosteneffizienz kombiniert werden. In Abbildung 2.2 ist die Isokostenlinie für die beiden Inputs x_1 und x_2 eingezeichnet. An der Stelle, an der die Isokostenlinie (AA') die Isoquante tangiert, liegt die Minimalkostenkombination. Die technisch effiziente DMU Q ist nicht ökonomisch effizient, weil sie bei gegebenen Preisen nicht die optimale Faktorkombination einsetzt und somit nicht allokativ effizient ist. Sie wäre allokativ effizient und damit auch ökonomisch effizient, wenn sie die Inputkombination des Produktionspunkts Q' einsetzen würde, da dieser Punkt die Minimalkostenkombination darstellt. Die allokativen Effizienz kann ebenfalls anhand der Ursprungsgeraden mit dem Verhältnis der Strecken $\overline{OR}/\overline{OQ}$ bestimmt werden. Da im empirischen Teil dieser Arbeit keine Preisinformationen zur Verfügung stehen, kann die Berechnung der allokativen Effizienz nicht durchgeführt werden. Wird in dieser Arbeit von Effizienz gesprochen, ist demzufolge die technische Effizienz gemeint.

Abbildung 2.3 zeigt die outputorientierte Ermittlung der Effizienz, dargestellt in Form einer Transformationskurve. Die Transformationskurve (ZZ') zeigt die maximal möglichen Produktkombinationen, die mit einem gegebenen Inputeinsatz erzielt werden können.

Auch hier ist ein Produktionspunkt (A) zu beobachten, der sowohl technisch als auch allokativ ineffizient ist. Sein Outputsteigerungspotenzial ergibt sich aus dem Verhältnis der Strecken \overline{OB} zu \overline{OA} , die auf der Ursprungsgerade liegen. DMU A müsste somit sein Outputniveau um den Faktor $\overline{OB}/\overline{OA}$ erhöhen, um auf dem effizienten Rand der Technik zu produzieren. Wird der Kehrwert des Streckenverhältnisses gebildet, ergibt sich die

⁴Wird nur ein Input und ein Output betrachtet, ist keine Preisinformation erforderlich, weil Austauschbeziehungen nicht möglich sind und daher keine allokativen Effizienz berechnet werden kann.

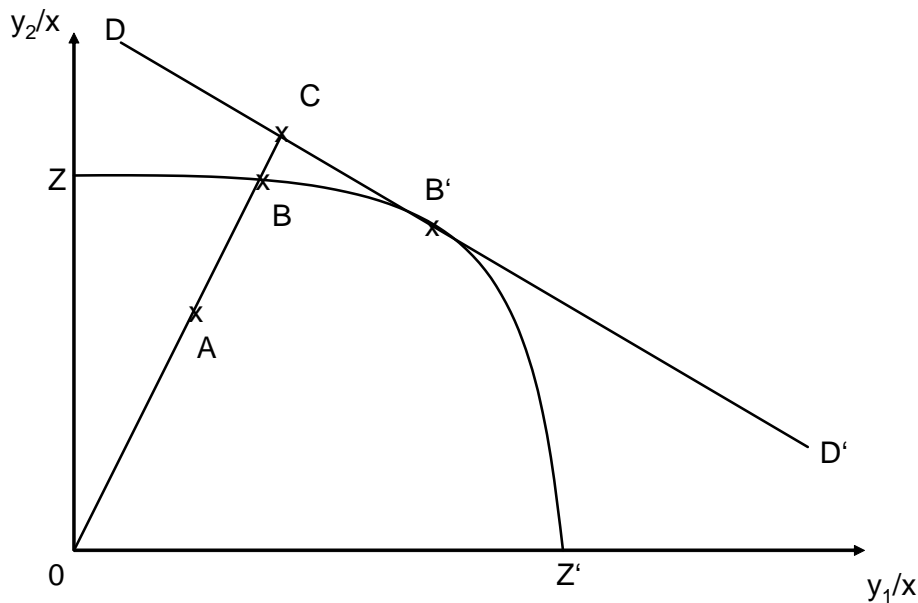


Abbildung 2.3: Transformationskurve zur Ermittlung der Effizienz

Quelle: COELLI ET AL. (1998)

technische Effizienz, die wie in der inputorientierten Betrachtung im Bereich zwischen Null und Eins liegt. Der Produktionspunkt B ist zwar technisch, jedoch nicht allokativ effizient, da er nicht auf der Isoerlösgeraden DD' liegt. Punkt B' bildet den Schnittpunkt der Ursprungsgerade von B mit der Isoerlösgeraden, somit ergibt sich die allokativ Effizienz für DMU A aus dem Verhältnis der Strecken $\overline{OB}/\overline{OC}$. Der Schnittpunkt der Ursprungsgerade mit der Isoerlösgerade liegt bei Punkt C, damit ist die Erlöseffizienz für A gleich dem Streckenverhältnis $\overline{OA}/\overline{OC}$.

2.2 Methoden der Effizienzanalyse

In diesem Abschnitt werden die zwei Effizienzanalysemethoden Stochastische Frontieranalyse (SFA) und Data Envelopment Analysis (DEA) vorgestellt, die den heutigen Standard in der empirischen Effizienzmessung darstellen.

Beide Methoden ermitteln eine sogenannte best-practice Frontier, die den effizienten Rand des Produktionsmöglichkeitenraumes kennzeichnet. In der Bestimmung der Produktionsfrontier unterscheiden sich die beiden Methoden. Während die Stochastische Frontieranalyse den parametrischen Ansatz verfolgt, in dem eine Produktionsfunktion

mittels ökonomischer Methoden geschätzt wird, legt die Data Envelopment Analysis eine Frontier als abschnittsweise lineare Umhüllende möglichst eng um die Datenpunkte. Der Effizienzwert der untersuchten DMUs wird berechnet, indem der Abstand des jeweiligen Produktionspunkts zur Frontier ermittelt wird. DMUs deren Produktionspunkte auf der Frontier liegen, gelten als effizient, da für sie keine Verbesserungsmöglichkeiten identifiziert werden können.

2.2.1 Stochastische Frontieranalyse (SFA)

Bei der SFA handelt es sich um eine Standardmethode, die bereits in vielen Arbeiten theoretisch beschrieben worden ist. Daher soll im Folgenden nur eine kurze Einführung der Methode gegeben werden, die im Wesentlichen auf den Beschreibungen von COELLI ET AL. (1998) und KUMBHAKAR und LOVELL (2000) beruht.

Der stochastische Frontieransatz geht auf TIMMER (1971) zurück. Unabhängig voneinander wendeten AIGNER, LOVELL und SCHMIDT (1977) sowie MEEUSEN und VAN DEN BROECK (1977) die stochastische Frontieranalyse erstmalig an.

Die SFA schätzt eine Frontierproduktionsfunktion über alle Betriebe und bestimmt für jeden beobachteten Betrieb einen Störterm ϵ in Höhe der Abweichung zur Frontier. Dieser Störterm wird zerlegt in eine zufällig bedingte symmetrische Komponente (v), die Messfehlern und zufälligen Schwankungen, dem sogenannten „weißen Rauschen“, entspricht, und eine systematisch bedingte positive Komponente (u), die Ineffizienz. Die Zufallskomponente $v \sim N(0, \sigma_v^2)$ kann sowohl positive als auch negative Werte annehmen, während u nur positive Werte annehmen kann. Es wird unterstellt, dass die Komponenten des weißen Rauschens v_i für alle Betriebe unabhängig und identisch verteilt⁵ sind. Darüber hinaus wird angenommen, dass sie symmetrisch und unabhängig von u_i verteilt sind. Somit ist der Fehlerterm ϵ_i asymmetrisch, wegen $u_i \geq 0$. Als Verteilung von u_i wurde zunächst die Annahme einer Halbnormalverteilung ($u_i \sim i.i.d.N^+(0, \sigma_u^2)$) gewählt. Die Gesamtvarianz des Modells ist $\sigma_s^2 = \sigma_v^2 + \sigma_u^2$. Der Anteil der Varianz der systematischen Komponente an der Gesamtvarianz beträgt $\gamma = \sigma_u^2/\sigma_s^2$. Die Zerlegung des Störterms bereitete Probleme bei der Berechnung, die erst durch JONDROW ET AL. (1982) gelöst werden konnten.

Auf STEVENSON (1980) geht die Erweiterung von der restriktiven Halbnormalverteilung

⁵i.i.d. independent and identically distributed = Beobachtungen sind unabhängig voneinander und mit identischer Verteilung verteilt.

zur flexibleren abgeschnittenen („truncated“) Normalverteilung zurück. Dieses Modell ist flexibler, da der Mittelwert der Verteilung nicht genau bei 0 liegen muss, sondern als Parameter μ des Modells bestimmt wird (BRÜMMER und LOY, 1997). Andere Verteilungsannahmen für die unsystematische Komponente sind die Exponentialverteilung (AIGNER ET AL., 1977) und die zwei-parametrische Gamma-Verteilung (GREENE, 1990). Das Produktionsfrontiermodell kann folgendermaßen beschrieben werden (KUMBHAKAR und LOVELL, 2000), wobei unterstellt wird, dass I Produzenten N Inputs verwenden, um einen Output zu erzeugen:

$$y_i = f(x_i; \beta) \cdot \exp(v_i - u_i), \quad (2.1)$$

wobei y_i der Outputskalar des Produzenten i , $i=1, \dots, I$ ist, x_i einen Vektor von N Inputs darstellt, die von Produzent i genutzt werden, $f(x_i; \beta)$ die Produktionsfrontier kennzeichnet und β ein Vektor bestehend aus Technologieparametern ist, die geschätzt werden sollen. Nach Umformung kann die outputorientierte technische Effizienz von Produzent i ausgedrückt werden als:

$$TE_i = \frac{y_i}{f(x_i; \beta) \cdot \exp(v_i)} = \exp(-u_i). \quad (2.2)$$

Die technische Effizienz ist nun definiert als Verhältnis des beobachteten Outputs zum maximal möglichen Output, der stochastischen Einflüssen unterliegt, die durch $\exp(v_i)$ beschrieben werden. Nur wenn $TE_i=1$ ist, erreicht y_i seinen maximal möglichen Wert $[f(x_i; \beta) \cdot \exp(v_i)]$. Der Effizienzwert zeigt an, wie groß das relative Defizit des beobachteten Outputs gegenüber dem maximal möglichen Output ist.

Zur Schätzung von Effizienzwerten mit parametrischen Frontieransätzen ist a priori die Annahme einer Funktionsform erforderlich. Die Schätzung der Parameter erfolgt unter Anwendung der Maximum-Likelihood Methode, weil sie gegenüber dem einfachen Schätzverfahren mittels Corrected Ordinary Least Square Verfahren eine höhere Schätzeffizienz aufweist (BRÜMMER und LOY, 1997).

Wird eine log-lineare Cobb-Douglas Funktion unterstellt, kann Gleichung 2.1 geschrieben werden als

$$\ln y_i = \beta_0 + \sum_{j=1}^N \beta_j \ln X_{ij} + v_i - u_i. \quad (2.3)$$

Die Cobb-Douglas Funktion setzt sich aus der Konstanten β_0 und den Parametern β_n für

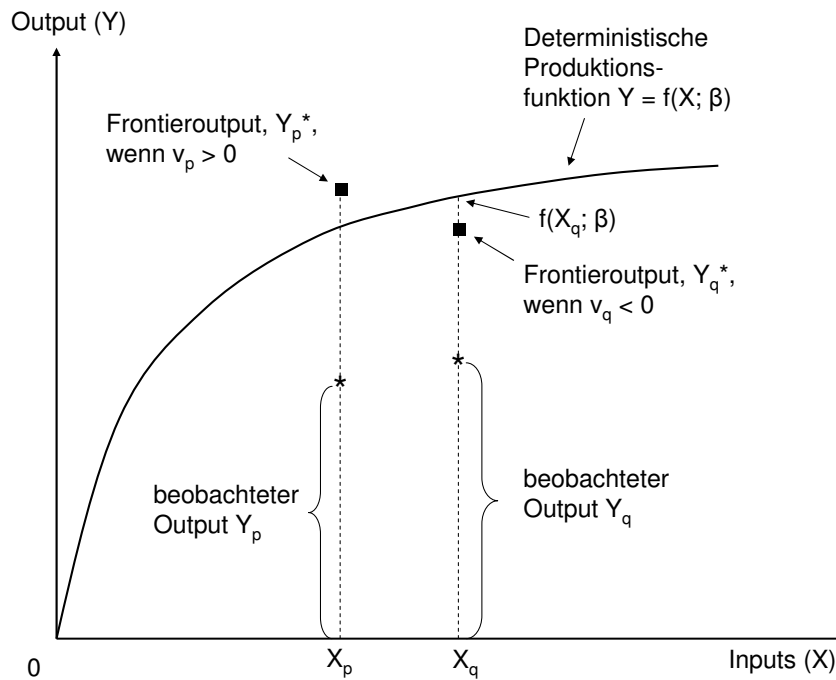


Abbildung 2.4: Graphische Darstellung der Ermittlung der Effizienzwerte mit der SFA

Quelle: verändert nach BATTESE (1991)

alle N Inputs sowie aus den beiden Komponenten des Störterms (v und u) zusammen. Von vielen Autoren wird jedoch eine flexiblere Funktionsform präferiert, da wie BERGER und HUMPHREY (1997) anmerken, die Ergebnisse der Analyse umso verzerrter sein werden, je weniger die unterstellte Produktionsfunktion der realen Funktion ähnelt. Im Folgenden ist die Stochastische Frontieranalyse unter Verwendung der im Vergleich zur Cobb-Douglas wesentlich flexibleren Translog-Funktion dargestellt.

$$\ln y_i = \beta_0 + \sum_{j=1}^N \beta_j \ln X_{ij} + \frac{1}{2} \sum_{j=1}^N \sum_{l=1}^N \beta_{jl} \ln X_{ij} \ln X_{il} + v_i - u_i \quad (2.4)$$

Die Translog-Funktion kann wegen der quadratischen Terme und Kreuzterme Produktionsprozesse besser darstellen. Wie unter anderem auch AJIBEFUN ET AL. (2002) vorschlagen, sollte das Modell in der Analyse verwendet werden, welches die signifikant höhere Modellgüte (Log-Likelihood Wert) besitzt.

Abbildung 2.4 veranschaulicht die Bestimmung der Schätzparameter der SFA. Die Inputs sind an der Abszisse, die Outputs an der Ordinate abgetragen. Es wird anhand zweier Beobachtungen, die durch die Indizes p und q gekennzeichnet werden, der beobachtete Output in Höhe der geschweiften Klammern dargestellt. DMU p verwendet x_p Inputs, um y_p zu erzeugen, während DMU q zur Erzeugung von y_q den Inputvektor x_q verwendet. Der Produktionspunkt wird durch $*$ dargestellt. Die konkave Funktion zeigt die deterministische Produktionsfrontier, die sich ergibt, wenn keine stochastische Komponente berücksichtigt wird. Der stochastische Frontieroutput wird hingegen durch den Punkt \blacksquare repräsentiert, der je nach dem Wert der Zufallsvariablen unter ($v < 0$) oder über ($v > 0$) der deterministischen Frontier liegt. In der Abbildung ist zu erkennen, dass der Frontieroutput der stochastischen Funktion für DMU p den Wert des deterministischen Outputs übersteigt, während der Frontieroutput der DMU q aufgrund einer negativen Zufallsschwankung unterhalb der deterministischen Frontier liegt. Die Ineffizienz wäre für die DMU q geringer als bei Ermittlung nach dem deterministischen Modell, weil die Differenz zwischen $*$ und \blacksquare geringer ist als der Abstand zwischen $*$ und der deterministischen Frontier.

Der Störterm u_i kann zum Teil auf betriebspezifische Faktoren zurückgeführt werden. Zur Untersuchung des Einflusses wird das Modell um die betriebspezifischen Variablen z erweitert. BATTESE und COELLI (1993) entwickelten eine Schätzmethode, die simultan in einem Schätzvorgang sowohl die β -Parameter als auch δ -Parameter schätzt, die den Einfluss der z -Variablen repräsentieren. Dieses Verfahren wird von den Autoren als „Inefficiency-Effects-Modell“ bezeichnet. Dabei wird angenommen, dass die systematisch bedingte einseitige Komponente u_i einer Verteilung $N(m_i, \sigma_u^2)$ mit $m_i = z_i \delta$ folgt. Die Ineffizienz u_i ist damit nicht mehr für alle Betriebe identisch verteilt, sondern hängt von der Größe der betriebspezifischen z -Variablen ab (BRÜMMER und LOY, 1997). Diese Berechnung erfordert die Annahme einer von der Halbnormalverteilung abweichenden abgeschnittenen Normalverteilung.

Um verschiedene SFA-Modelle hinsichtlich ihrer Aussagefähigkeit miteinander zu vergleichen, können Hypothesen aufgestellt werden, die mit Hilfe des Likelihood Ratio Test evaluiert werden. Die generalisierte Likelihood Ratio Statistik liefert den Test der Hypothese mit den ermittelten Parametern und der Verteilung von u_i . Der Likelihood Ratio Test kann nach GREENE (2003) beschrieben werden als:

$$\lambda_{LR} = -2 \{ \ln [L(H_0)] - \ln [L(H_1)] \} \quad (2.5)$$

wobei $L(H_1)$ den Maximalwert des unrestringierten Log-Likelihood und $L(H_0)$ den Maximalwert des restringierten Log-Likelihood Modell darstellt. Die Zahl der Freiheitsgrade resultiert aus der Differenz der Anzahl der geschätzten Parameter, die sich aus dem Vergleich der beiden Modelle ergibt.

2.2.2 Data Envelopment Analysis (DEA)

Die Data Envelopment Analysis lässt sich als ein nicht-parametrisches, deterministisches, mathematisches Programmierungsmodell bezeichnen. Durch die nicht-parametrische Modellierung erfordert die DEA keine funktionale Charakterisierung der Produktionsfrontier, sprich keine explizit vorgegebene Form der Produktionsfrontier. Stattdessen wird die Frontier mit Hilfe der Linearen Programmierung als Umhüllende der Datenpunkte gebildet. In der Abbildung 2.5 sind die Input-/Outputkombinationen X/Y der beiden DMUs A und F dargestellt. Der auf der Frontier liegenden DMU F wird ein Effizienzwert von Eins (100%) zugeordnet. Der Effizienzwert der unterhalb der Frontier liegenden ineffizienten DMU A wird ermittelt, indem der Abstand relativ zur Frontier in einer vorgegebenen Richtung bestimmt wird. Eine inputorientierte Betrachtung misst den Abstand parallel zur Abzisse, eine outputorientierte Betrachtung parallel zur Ordinate.⁶ Abhängig von der Anzahl der Inputs und Outputs handelt es sich um eine mehrdimensionale Betrachtung.

Zunächst wird das allgemeine Modell unter der Annahme konstanter Skalenerträge vorgestellt, anschließend werden alternative Technologieeigenschaften präsentiert, die zu modifizierten Modellen führen. Die Auswahl der hier vorgestellten Technologieeigenschaften ist mit Blick auf die in Kapitel 4 vorgestellte Umwelteffizienzmessung getroffen worden, weil die dort verwendeten Modelle auf den hier vorgestellten Technologieeigenschaften basieren.

2.2.2.1 Allgemeines Modell unter konstanten Skalenerträgen

Der Begriff Data Envelopment Analysis taucht erstmals in der Arbeit von CHARNES, COOPER und RHODES (1978) auf. Deshalb wird das Grundmodell, das konstante Skalenerträge unterstellt, auch nach den Namen der Autoren als CCR-Modell bezeichnet.

⁶Werden im Folgenden keine näheren Bezeichnungen über die Richtung der Betrachtung gegeben, wird die inputorientierte Betrachtung gewählt, weil sie den Standard in der Literatur darstellt.

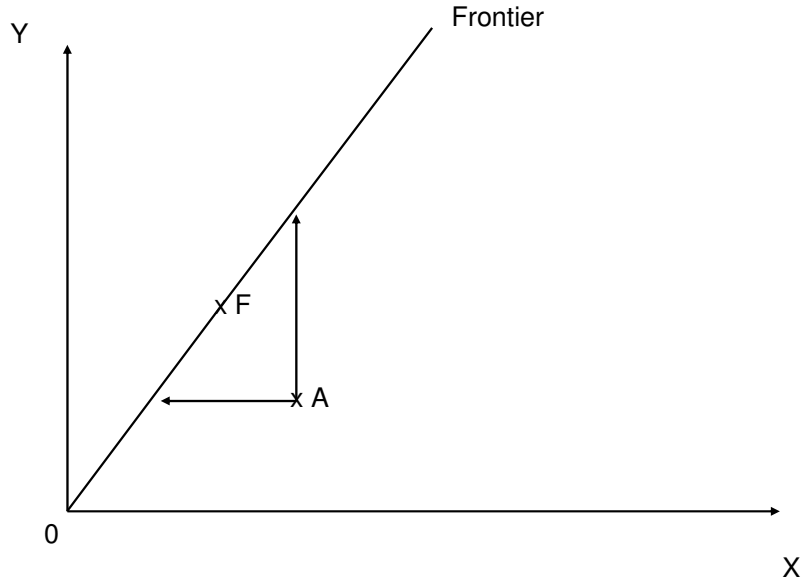


Abbildung 2.5: Graphische Darstellung der Input- und Outputorientierung in der DEA

Ausführliche Modellbeschreibungen werden von COELLI ET AL. (1998) und THANASOULIS (2001) geliefert, welche die Grundlage für die folgenden Ausführungen darstellen. Da es sich bei der DEA um ein Lineares Programmiermodell (LP) handelt, gibt es einen primalen und einen dualen Ansatz, die zu einem identischen Zielfunktionswert führen.

$$\begin{aligned}
 & \max_{\mu, v} \left(\frac{\sum_{n=1}^N \mu_n y_{nk}}{\sum_{m=1}^M v_m x_{mk}} \right), \\
 \text{s. t.:} \quad & \frac{\sum_{n=1}^N \mu_n y_{ni}}{\sum_{m=1}^M v_m x_{mi}} \leq 1, \\
 & \mu_n, v_m \geq 0, \\
 & \text{mit } i=1, \dots, k, \dots, I.
 \end{aligned} \tag{2.6}$$

Das primale Modell (Gleichung 2.6) der DEA lässt sich als Verhältnisansatz darstellen (siehe COELLI ET AL., 1998). Es soll unterstellt werden, dass I DMUs miteinander verglichen werden, die N Inputs einsetzen und M Outputs produzieren. Für die k'te

Unternehmung werden die Inputs und Outputs als Spaltenvektor x_k und y_k dargestellt. μ ist ein $M \times 1$ Vektor Outputgewichte und v ist ein $N \times 1$ Vektor Inputgewichte.

Beim primalen Ansatz ermittelt die DEA den Effizienzwert einer DMU durch Maximierung des Verhältnisses der gewichteten Outputs zu den gewichteten Inputs, wobei für jede DMU ein lineares Programmierungsmodell berechnet wird, das individuelle Gewichtungen bestimmt, welche die relative Effizienz der DMU maximieren. Dieses geschieht unter Einhaltung der Nebenbedingung, dass die gleichen Gewichtungsfaktoren auch bei den Inputs und Outputs der anderen DMUs, den Referenzeinheiten, angenommen werden müssen und das Verhältnis aus gewichteten Outputs zu gewichteten Inputs nicht größer als 1 sein darf. Die Gewichtungen enthalten Informationen, in welchen Bereichen die Stärken der DMU liegen. Benötigt eine DMU eine vergleichsweise große Menge eines bestimmten Inputs, wird der Gewichtungsfaktor dieses Inputs relativ gering sein. Da es sich bei dem obigen Ansatz (2.6) um eine so genannte lineare Quotientenprogrammierung handelt, kann es unendlich viele Lösungen geben.⁷ Durch die Normierung der Summe der gewichteten Inputs auf 1 kann Gleichung 2.6 in ein Standard-LP (siehe 2.7) umgewandelt werden, welches sich mit Hilfe des Simplex-Algorithmus eindeutig lösen lässt und im folgenden dargestellt ist.

$$\begin{aligned}
 & \max_{\mu, v} \left(\sum_{n=1}^N \mu_n y_{nk} \right), \\
 \text{s.t.} : & \sum_{m=1}^M v_m x_{mi} = 1, \\
 & \sum_{n=1}^N \mu_n y_{ni} - \sum_{m=1}^M v_m x_{mi} \leq 0, \\
 & \mu_n, v_m \geq 0, \\
 & \text{mit } i=1, \dots, k, \dots, I.
 \end{aligned} \tag{2.7}$$

Der Zielfunktionswert drückt aus, welchen input-orientierten Effizienzwert DMU k hat. Dieses Modell wird als „Multiplier Model“ bezeichnet (ZHU, 2003).

Geläufiger als der primale Ansatz ist jedoch der duale Ansatz, der auch als „Envelopment Model“ bezeichnet wird und in folgender Gleichung dargestellt ist.

⁷Wenn μ^* und v^* als Lösung ermittelt werden, bilden auch $c\mu^*$ und cv^* eine gültige Lösung für das Problem (siehe COELLI ET AL., 1998).

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0.
 \end{aligned} \tag{2.8}$$

Dieser Ansatz hat gegenüber dem vorher beschriebenen Vorteile, weil umfangreichere Auswertungsmöglichkeiten bestehen. So können für jede DMU virtuelle Referenzpunkte, sogenannte Targets auf der Frontier identifiziert werden, die sich aus Linearkombinationen effizienter Betriebe, sogenannter Benchmarks ergeben. Darüber hinaus sind Modellerweiterungen möglich. Die Modellierung des Envelopment Model unterscheidet sich vom Multiplier Model dadurch, dass zum einen statt eines Maximierungsproblems nun ein Minimierungsproblem gewählt wird und zum anderen nicht die Gewichtungsfaktoren, sondern der Effizienzwert θ und die Skalenniveaufaktoren λ variiert werden. Der Effizienzwert drückt aus, auf welchen Anteil der Inputeinsatz proportional reduziert werden könnte. Die Skalenniveaufaktoren geben an, welche DMU als Benchmark für die betrachtete DMU k gilt und welchen Anteil der jeweilige Benchmarkbetrieb an der virtuellen Referenzeinheit hat. Ergibt sich bspw. der Referenzpunkt als Kombination aus zwei DMUs, so erhält diejenige DMU einen höheren Skalenniveaufaktor zugeteilt, die dichter am Referenzpunkt liegt. Ist die DMU selbst effizient, wird sie nicht durch andere dominiert und ist sozusagen ihr eigener Benchmark, was durch ein λ_i gleich Eins für die eigene DMU k angezeigt wird.

Das in Gleichung 2.8 beschriebene Modell zeigt ein inputorientiertes Modell, dieses ist am θ in der zweiten Nebenbedingung erkennbar, mit dem die Inputs der DMU k multipliziert werden. Im nun folgenden outputorientierten Modell wird dementsprechend der Effizienzwert ϕ mit dem Outputvektor Y multipliziert, wie in Gleichung 2.9 zu sehen ist.

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \phi y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0.
 \end{aligned} \tag{2.9}$$

Der Effizienzwert θ im inputorientierten Modell entspricht dem Kehrwert von ϕ im outputorientierten Modell. ϕ ist größer oder gleich Eins während θ zwischen Null und Eins begrenzt ist.⁸ Die Ineffizienz ergibt sich aus der Differenz von $1-\theta$.⁹

Da die DEA auf der Linearen Programmierung basiert, können für einzelne DMUs Slacks ausgewiesen werden, wie in der Abbildung 2.6 verdeutlicht wird. Die DMUs A und C bilden die Frontier und werden daher als Peers bezeichnet. Für die DMU B kann anhand der Ursprungsgerade der Referenzpunkt (Target) B' ermittelt werden. Der Effizienzwert beträgt OB'/OB . Nicht so eindeutig lässt sich der Effizienzwert OD'/OD für DMU D interpretieren, da sich der Target auf dem Abschnitt der Frontier befindet, der parallel zur Ordinate verläuft. Vom Punkt D' wären nämlich noch weitere Reduktionen des Inputs X_2 möglich, bis der Punkt A erreicht wird, da A den Punkt D' dominiert. Im Fall der DMU D liegt ein sogenannter Inputslack vor. Im outputorientierten Modell können entsprechend Outputslacks auftreten. Nach der Definition von KOOPMANS (1951) wird Punkt D' nicht als effizient eingestuft, obwohl er auf der Frontier liegt. Nicht so eng wird der Effizienzbegriff von FARRELL (1957) gefasst. Aus diesem Grund werden Punkte auf den parallel zur Achse verlaufenden Abschnitten als Farrell-effizient oder auch als schwach effizient bezeichnet, dagegen werden „echte“ effiziente DMUs, die keine Slacks aufweisen, als Koopmans-effizient bezeichnet.

⁸In den weiteren Beschreibungen und in den Berechnungen im Kapitel 5 wird in der Regel vom Effizienzwert θ sowie dem bereits umgerechneten Effizienzwert $1/\phi$ ausgegangen, um die Effizienzwerte auf den ersten Blick vergleichbar zu machen.

⁹Die so ausgedrückte Ineffizienz ist im Sinne von Einsparpotenzialen zu interpretieren. Im Sinne von Outputsteigerungspotenzialen ergibt sich die Ineffizienz aus $\phi-1$. Die Werte unterscheiden sich somit aufgrund der veränderten Bezugsbasis. Die in dieser Arbeit bestimmten Paretoverbesserungspotenziale sollen, wenn es nicht explizit erwähnt wird, in Form von Einsparungspotenzialen bestimmt werden, obwohl es sich hierbei um Verbesserungspotenziale handelt.

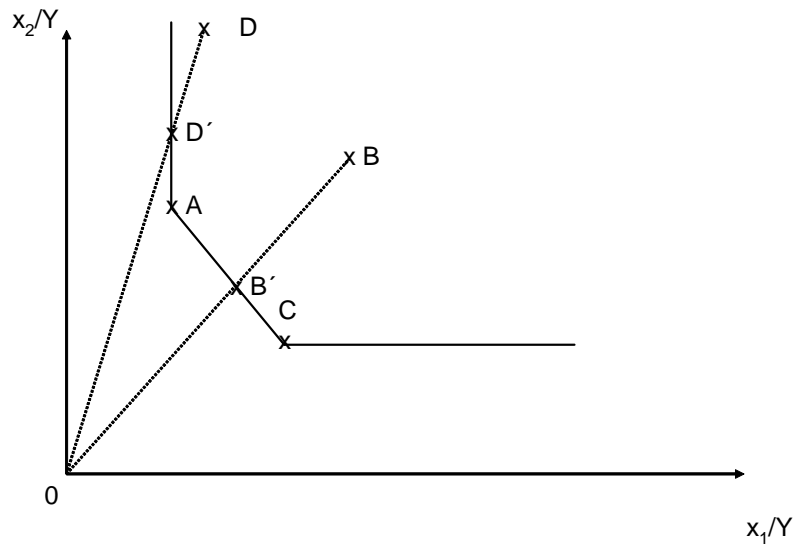


Abbildung 2.6: Inputslack

Die im Modell bestimmten Effizienzwerte θ bzw. ϕ spiegeln das proportionale Inputeinsparungspotenzial über alle Inputs bzw. Outputsteigerungspotenzial über alle Outputs wider. Die Slacks weisen darüber hinaus nicht-proportionale Einspar- bzw. Steigerungspotenziale aus.

2.2.2.2 Skalenertragsverhalten

In den bisher beschriebenen DEA-Modellen wurden konstante Skalenerträge unterstellt. Konstante Skalenerträge liegen vor, wenn eine Vervielfachung des Inputeinsatzes eine Vervielfachung des Outputniveaus in gleicher Höhe nach sich zieht. Es können jedoch auch variable Skalenerträge modelliert werden, wenn nicht-proportionale Input-/ Outputbeziehungen vermutet werden. Die Erweiterung, in der DEA auch variable Skalenerträge zuzulassen, stammt von BANKER, CHARNES und COOPER (1984). Das von ihnen entworfene Modelle wird daher entsprechend als BCC-Modell bezeichnet.

Geht von einem steigendem Inputeinsatz ein überproportional steigendes Outputniveau aus, liegen zunehmende Skalenerträge vor. Kann der gegenteilige Effekt beobachtet werden, also ein steigender Inputeinsatz einen unterproportional steigenden Outputumfang nach sich zieht, wird von abnehmenden Skalenerträgen gesprochen. Werden neben den konstanten sowohl zunehmende als auch abnehmende Skalenerträge unterstellt, wird zusammenfassend von variablen Skalenerträgen gesprochen. Der Verlauf der Frontier unter

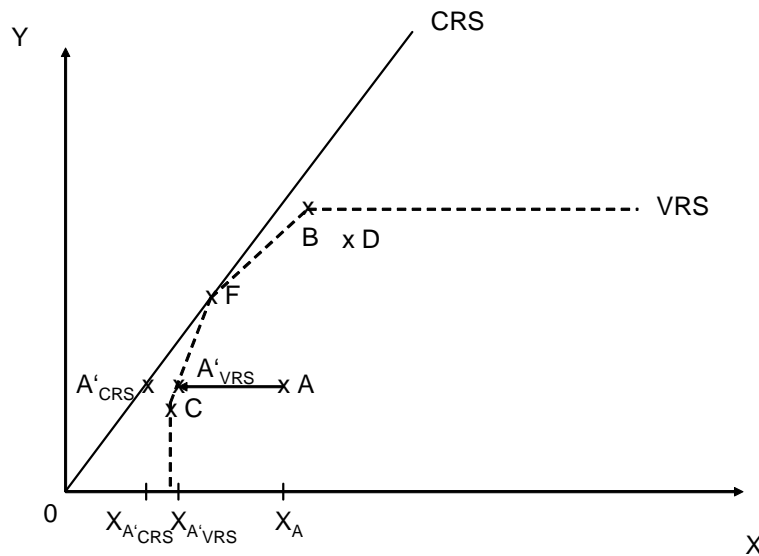


Abbildung 2.7: Frontier unter konstanten und variablen Skalenerträgen

variablen Skalenerträgen ist in der Abbildung 2.7 an der gestrichelten Linie erkennbar. Zunehmende Skalenerträge liegen in dem Bereich links von F vor, in dem die Frontier steiler verläuft als die Frontier unter konstanten Skalenerträgen. Abnehmende Skalenerträge liegen in dem Bereich rechts von F vor, in dem die Frontier nicht mehr so stark steigt wie die unter konstanten Skalenerträgen.

Die Frontier unter konstanten Skalenerträgen (CRS)¹⁰ ist durch die durchgezogene Linie gekennzeichnet und wird durch den Frontierbetrieb F aufgespannt. Unter variablen Skalenerträgen (VRS)¹¹ sind auch die beiden DMUs B und C effizient, A und D hingegen nicht. Es ist erkennbar, dass sich die Frontier sehr viel flexibler an die Datenpunkte anpasst. Neben der Anzahl der effizienten DMUs verändert die Annahme variabler Skalenerträge auch die Effizienzwerte der nicht effizienten DMUs (vgl. DMU A in Abbildung 2.7). Während unter CRS der Punkt A'_{CRS} Referenzpunkt für A ist, ist unter variablen Skalenerträgen A'_{VRS} der Referenzpunkt. A'_{VRS} liegt wesentlich näher an A als A'_{CRS} und weist daher ein geringeres Inputeinsparungspotenzial auf.

Variable Skalenerträge werden modelliert, indem eine weitere Nebenbedingung in die Modellformulierung in Gleichung 2.9 aufgenommen wird, die festlegt, dass die Summe der Lambdas gleich Eins ist. Bei diesem Modell handelt es sich um das BCC-Modell,

¹⁰CRS - Constant Returns to Scale.

¹¹VRS - Variable Returns to Scale.

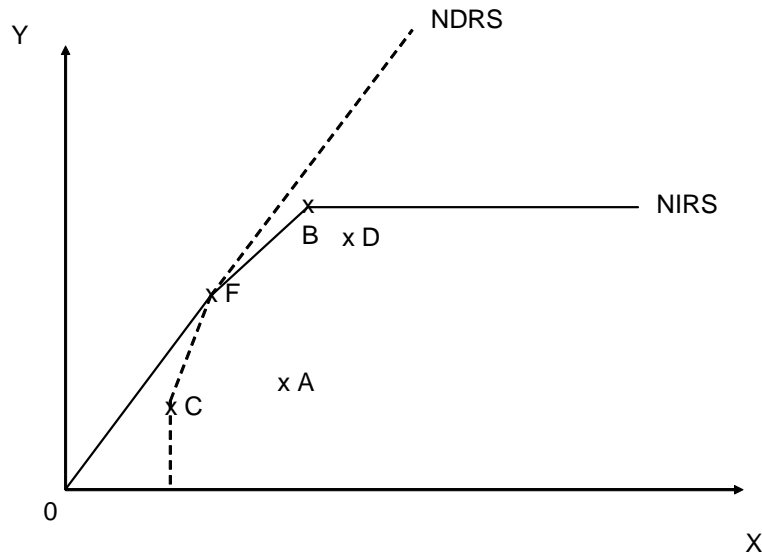


Abbildung 2.8: Nicht-zunehmende und nicht-abnehmende Skalenerträge

das nach den Autoren BANKER, CHARNES und COOPER (1984) benannt wurde.

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi, k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \phi y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1
 \end{aligned} \tag{2.10}$$

Doch auch eine separate Modellierung nicht-zunehmender bzw. nicht-abnehmender Skalenerträge ist möglich. In Abbildung 2.8 sind zum einen nicht-zunehmende Skalenerträge (durchgezogene Linie) und zum anderen nicht-abnehmende Skalenerträge (gestrichelte Linie) unterstellt. Nicht-zunehmende Skalenerträge (NIRS) unterstellen, dass konstante oder abnehmende Skalenerträge zulässig sind.

Modelliert werden nicht-zunehmende Skalenerträge, indem die Summe der Skalenniveaufaktoren auf $\sum \lambda \geq 1$ begrenzt wird, bei nicht-abnehmenden Skalenerträgen ist $\sum \lambda \leq 1$ einzusetzen.

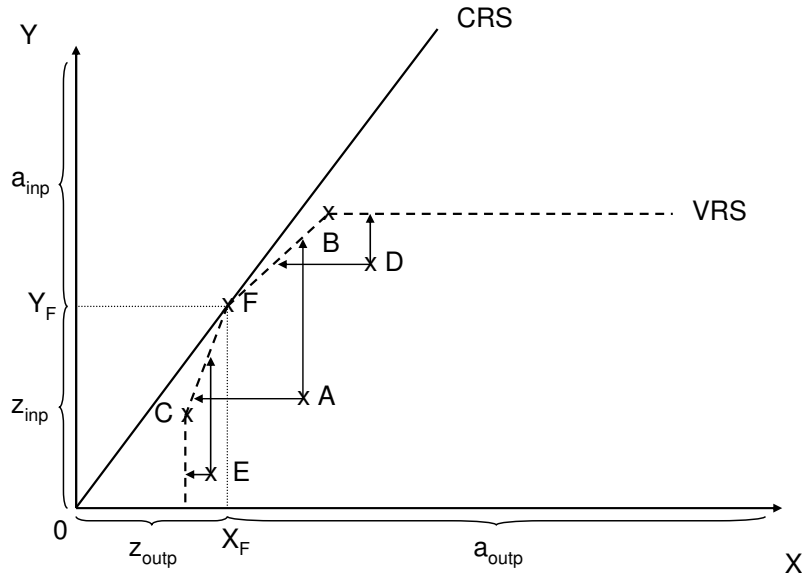


Abbildung 2.9: Bestimmung des Skalenniveaus

Unter der Annahme konstanter Skalenerträge entspricht der outputorientierte Effizienzwert genau dem inputorientierten Effizienzwert.

Die Berechnung der Skalenerträge gibt Hinweise darüber, ob Betriebe auf der Frontier durch Ausweitung ihrer Faktoreinsätze proportionale oder über- bzw. unterproportionale Steigerungen ihres Outputs erreichen können. Für die Beurteilung, ob ein Betrieb im Bereich zunehmender, abnehmender oder konstanter Skalenerträge wirtschaftet, ist deshalb entscheidend, auf welchem Bereich der Frontier der Referenzpunkt der beobachteten Einheit liegt. Ist die DMU im CRS-Modell effizient, liegt sie im Bereich konstanter Skalenerträge. Abbildung 2.9 zeigt graphisch im Input-/ Outputmodell, wie die Einteilung erfolgt.

Die DMU F repräsentiert einen Frontierbetrieb, der unter konstanten Skalenerträgen mit einem Faktoreinsatz von X_F und einem Outputniveau von Y_F die Frontier aufspannt. Die Betriebe B und C sind unter variablen Skalenerträgen effizient, während A, D und E nicht effizient sind. Bei inputorientierter Betrachtung liegt der Referenzpunkt von DMU D auf dem Schnittpunkt des horizontal dargestellten Pfeils mit der VRS-Frontier. Der betreffende Abschnitt der Frontier liegt im Bereich abnehmender Skalenerträge, somit liegt auch die DMU D im Bereich abnehmender Skalenerträge. Dieses wird durch den

Bereich a_{inp} an der Ordinate dargestellt. Rechnerisch ergibt sich die Größe der Skalenerträge aus der Summe der Skalenniveaufaktoren ($\sum \lambda$) im CRS-Modell. Die Betriebe A und E liegen hingegen im Bereich der zunehmenden Skalenerträge (z_{inp}).

Wird jedoch die outputorientierte Betrachtung gewählt, ist Betrieb A den abnehmenden Skalenerträgen zuzuordnen, weil in diesem Fall der Referenzpunkt in vertikaler Richtung anvisiert wird. Nun ist entlang der Abzisse abzulesen, in welchem Bereich sich der Betrieb befindet. Die Betriebe A und D liegen beide im Bereich abnehmender Skalenerträge (a_{outp}), weil ihre Referenzpunkte rechts von X_F liegen, also ein höheres Inputniveau einsetzen als der Frontierbetrieb F. Betrieb E liegt links von X_F und wird daher dem Bereich zunehmender Skalenerträge zugeordnet. Es ist somit von der Wahl der Orientierung abhängig, welchem Bereich die Betriebe zugehören. In outputorientierter Betrachtung ist das Faktoreinsatzniveau, in inputorientierter Betrachtung das Outputniveau entscheidend.

Die Summe der Skalenniveaufaktoren zeigt, wie groß das tatsächliche Skalenniveau des betrachteten Betriebes im Vergleich zum optimalen Skalenniveau ist. So deutet bspw. eine Summe von 0,5 darauf hin, dass ein Betrieb in inputorientierter (outputorientierter) Betrachtung sein Outputniveau (Inputniveau) verdoppeln müsste, um im Bereich optimaler¹² Skalenerträge zu wirtschaften. Entsprechend kann einem Betrieb, der eine Summe von 1,5 vorweist, geraten werden, sein Outputniveau (Inputniveau) um ein Drittel zu senken.

Die Quantifizierung der Skalengröße beantwortet jedoch noch nicht die Frage, wie groß die Skaleneffizienz ist. So kann einem Betrieb zwar geraten werden, sein Outputniveau bspw. zu verdoppeln, es bleibt jedoch unklar, welche Effizienzgewinne er dadurch erreichen könnte. Diese Information kann durch die Berechnung der Skaleneffizienz erhalten werden. Dazu muss, wie in Gleichung 2.11 dargestellt, das Verhältnis zwischen Effizienzwert unter variablen Skalenerträgen und Effizienzwert unter konstanten Skalenerträgen betrachtet werden.

$$SE = \frac{TE_{CRS}}{TE_{VRS}} \quad (2.11)$$

¹²Optimale Skalenerträge im Sinne der technischen Effizienz liegen dort, wo die höchst mögliche durchschnittliche Produktivität erreicht wird. In diesem Bereich wird nicht notwendigerweise der höchste Betriebserfolg erreicht.

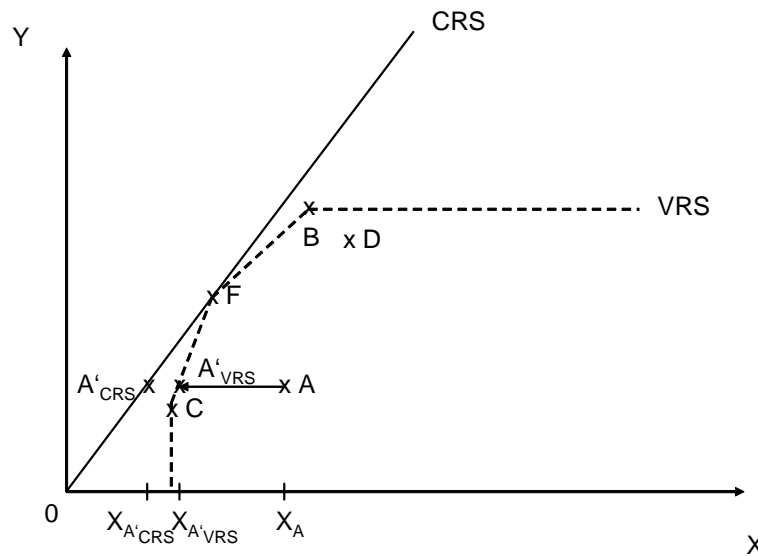


Abbildung 2.10: Effizienzermittlung unter konstanten und variablen Skalenerträgen

mit SE : Skaleneffizienz

TE_{CRS} : technische Effizienz unter Annahme konstanter Skalenerträgen Quelle:

TE_{VRS} : technische Effizienz unter Annahme variabler Skalenerträgen

le: COELLI ET AL. (1998)

- Die TE_{CRS} misst die technische Effizienz unter der Annahme von konstanten Skalenerträgen. Die untersuchten DMU werden mit den DMUs verglichen, die das optimale Faktoreinsatzniveau einsetzen.
- Die TE_{VRS} misst die technische Effizienz unter der Annahme von variablen Skalenerträgen. Die betrachtete DMU wird mit DMUs verglichen, die ein ähnliches Outputniveau erreichen wie die untersuchte DMU.¹³
- Die Skaleneffizienz (SE) drückt das Verhältnis vom Effizienzwert unter konstanten Skalenerträgen zum Effizienzwert unter variablen Skalenerträgen aus. Der Wert liegt im Bereich zwischen 0 und 1.

Der Effizienzwert unter konstanten Skalenerträgen (TE_{CRS}) kann in den Effizienzwert unter variablen Skalenerträgen (TE_{VRS}) und die Skaleneffizienz (SE) zerlegt werden.

¹³Dieses bezieht sich auf eine inputorientierte Betrachtung. Bei einer outputorientierten Betrachtung bilden die DMUs die Referenz, die ein ähnliches Faktoreinsatzniveau einsetzen.

DMU A hat im inputorientierten VRS-Modell einen Effizienzwert unter variablen Skalenerträgen in der Größenordnung von $0X_{A'_{VRS}}/0X_A$ (siehe Abbildung 2.10). Dieser Wert beschreibt, wie effizient die DMU gegenüber anderen DMUs ist, die eine ähnliche Betriebsgröße aufweisen. Die Skaleneffizienz beschreibt hingegen, wie effizient die Betriebsgröße gemessen an der optimalen Betriebsgröße ist. Somit besagt die Skaleneffizienz, wie effizient die Betriebsgröße der betrachteten DMU gegenüber der optimalen Betriebsgröße ist.

Die Skaleneffizienz liefert Erkenntnisse darüber, ob die Betriebsgröße Einfluss auf die Effizienz der Betriebe hat. Eine Skaleneffizienz von Eins besagt, dass die DMU die höchst mögliche durchschnittliche Produktivität seiner verwendeten Inputs erreicht. Ein skalenineffizienter Betrieb könnte durch Ausweitung oder Einschränkung seiner Produktion auf die optimale Betriebsgröße seine Produktivität erhöhen.

2.2.2.3 Unkontrollierbare Inputs bzw. Outputs

In den bisher vorgestellten Modellen wurde unterstellt, dass alle Variablen der Kontrolle des Entscheidungsträgers unterliegen, sie also alle auf Entscheidung des Landwirts verändert werden können. Diese Annahme entspricht jedoch nicht in allen Fällen der Realität. COELLI ET AL. (2005) nennen als Beispiel die Milchviehhaltung, in der die Outputmenge durch Milchquoten zumindestens kurzfristig fix ist, die Inputmengen jedoch variiert werden können. Doch auch dieses ist, wie COELLI ET AL. (2005) im Anschluss ebenfalls bemerken, nicht ganz richtig, denn auch einige Inputs, wie z.B. Land und Gebäude können vom Landwirt kurzfristig nicht angepasst werden. Deshalb müsste die Frage gestellt werden, um wieviel die Landwirte ihre Inputs bei Konstanthaltung der Outputmenge, sowie Land und Gebäude reduzieren können.

Dazu kann ein DEA Modell aufgestellt werden, das nach Reduktionen in den Inputs sucht, die vom Landwirt in ihrer Höhe variiert werden können. In diesem Fall werden die Inputs in kontrollierbare und nicht-kontrollierbare Mengen geteilt, die durch x^D und x^{ND} ¹⁴ bezeichnet werden. Das Modell sieht wie folgt aus:

¹⁴Entsprechend den englischen Bezeichnungen discretionary und non-discretionary.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk}^D \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}^D, \\
 & x_{rk}^{ND} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ri}^{ND}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{2.12}$$

Der θ -Parameter ist nur in der Nebenbedingung der kontrollierbaren Variablen zu finden, da hier das Reduktionspotenzial bestimmt werden soll. Die Konstanthaltung des Outputs ergibt sich bereits aus der Inputorientierung. Soll jedoch zwischen variablen und fixen Outputmengen unterschieden werden, kann die outputorientierte Variante verwendet und analog verfahren werden.

2.2.2.4 Umfeldparameter

Bei vielen Effizienzanalysen werden DMUs miteinander verglichen, die nicht den gleichen Umfeldparametern unterliegen. Zu den Umfeldparametern zählen Rahmenbedingungen und Standortverhältnisse. Da es offensichtlich ist, dass diese Umfeldparameter den Produktionsprozess und damit auch die Effizienzwerte beeinflussen können, dürfen unterschiedliche Rahmenbedingungen laut STEINMANN (2002) nicht unberücksichtigt bleiben.

Es gibt mehrere Möglichkeiten Umfeldparameter zu berücksichtigen, eine Übersicht liefert z.B. COELLI ET AL. (2005). Die Darstellung in dieser Arbeit beschränkt sich auf so genannte nicht-diskretionäre Umfeldparameter. Eine Möglichkeit besteht darin, sie direkt in das Modell zu integrieren. In diesem Fall spricht man von einem *One-Stage-Ansatz*. Dieser einstufige Ansatz bietet zwei Optionen. Die Umfeldparameter können zum einen als zusätzlicher Input oder Output, zum anderen als neutrale Variable in das Modell aufgenommen werden. Die Vorgehensweise für die Berücksichtigung als Input oder Output erfolgt wie im Standardmodell der DEA (siehe Gleichung 2.8). Werden

die Umfeldparameter als neutrale Variablen (z) in das Modell aufgenommen, muss dem Modell eine zusätzliche Nebenbedingung hinzugefügt werden.

Ausschlaggebend für die Modellformulierung ist, welcher Einfluss von dieser Variable vermutet wird. Wird ein positiver Einfluss vermutet, sollte laut COELLI ET AL. (2005) das Modell in Gleichung 2.13 gewählt werden.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & z_{rk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} z_{ri}, \\
 & \lambda \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{2.13}$$

Der Umfeldparameter wird durch z gekennzeichnet und wird wie ein Input modelliert, wobei er jedoch nicht mit dem Effizienzwert multipliziert wird. Diese zusätzliche Nebenbedingung soll sicherstellen, dass die untersuchte DMU nur mit virtuellen DMUs verglichen wird, die kein besseres Umfeld aufweisen können als die betrachtete.

Wird ein negativer Einfluss vermutet, wird der Umfeldparameter wie ein Output modelliert, wie in folgender Gleichung erkennbar ist.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & z_{rk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} z_{ri}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right)
 \end{aligned} \tag{2.14}$$

Ist unklar, ob der Umfeldparameter einen positiven oder negativen Einfluss auf die Produktionsmenge ausübt, kann er durch eine Gleichheitsbedingung modelliert werden. In diesem Fall wird die DMU nur mit der theoretischen Frontier verglichen, welche die gleiche Höhe des Umfeldparameters aufweist.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & z_{rk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} z_{ri}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right)
 \end{aligned} \tag{2.15}$$

Die zweite Möglichkeit, Umfeldparameter in das Modell zu integrieren, besteht darin, eine zweistufige Analyse, den sogenannten *Two-Stage-Ansatz* anzuwenden, in dem auf der ersten Stufe die Effizienzwerte berechnet und auf der zweiten Stufe die Ineffizienzen mit einem ökonometrischen Modell durch die Umfeldparameter erklärt werden. Da

die Effizienzwerte im Bereich zwischen Null und Eins begrenzt sind und in der Regel eine Häufung beim Effizienzwert von Eins auftritt, sollte keine lineare Regressionsanalyse (OLS-Schätzung) vorgenommen werden, weil die Annahme einer normalverteilten abhängigen Variablen verletzt wird. COELLI ET AL. (2005) raten deshalb, eine Tobit-Regression (Censored Regression Model) einzusetzen. Die Tobit-Analyse wird von MADDALA (1991) und GREENE (2003) ausführlich beschrieben. Empirische Tobit-Analysen wurden u.a. von LATRUFFE ET AL. (2004) CHAVAS ET AL. (2005), LISSITSA (2002), LISSITSA und ODENING (2005) und PHAM-PHUONG (2004) durchgeführt. Dieser Ansatz wird jedoch von vielen Seiten kritisiert. So sieht PHAM-PHUONG (2004) durch den zweistufigen Ansatz die Basisannahme der Unabhängigkeit der zu erklärenden Variablen verletzt. Wenn eine Variable auf zweiter Stufe mit eine Variable der ersten Stufe hoch korreliert ist, sind die Ergebnisse verzerrt. MADDALA (1991) fügt an, dass die Effizienzwerte nicht bei Eins abgeschnitten werden, sondern an der Stelle natürlich begrenzt sind.

2.2.2.5 Verschwendbarkeit

Die DEA Standardmodelle gehen davon aus, dass eine Erhöhung des Inputeinsatzes zu einer Ausweitung oder mindestens einer Konstanthaltung der Produktionsmenge führt. Es ist jedoch möglich, dass diese Bedingung nicht erfüllt wird, weil Überfüllungseffekte zu beobachten sind. Überfüllungseffekte treten auf, wenn bereits so viel des betrachteten Inputs eingesetzt worden ist, dass ein zusätzlicher Einsatz zu geringerem Output führt, also negative Grenzerträge vom zunehmenden Inputeinsatz ausgehen. Gerade in der Landwirtschaft ist das Beispiel bekannt, dass eine Überdüngung zu geringeren Erträgen führen kann. Diese Produktionsbeziehungen können in der BCC-Modellformulierung aus Gleichung 2.10 nicht dargestellt werden.

Freie Verschwendbarkeit der Inputs unterstellt, dass wenn mit der Inputmenge x die Outputmenge y produziert werden kann, x' auch die Outputmenge y produzieren kann, solange $x' \geq x$. Gleichermaßen unterstellt freie Verschwendbarkeit der Outputs, dass wenn mit x die Outputmenge y produziert werden kann, kann x ebenso y' produzieren, solange $y' \leq y$ (RAY, 2004).

Schwache Verschwendbarkeit unterstellt hingegen, dass nur wenn alle Inputs von x aus proportional erhöht werden, y ein mögliches Outputbündel bleibt. Wenn folglich für einige Inputs ein negatives Grenzprodukt zu einer Verringerung des Outputs führt, kann

der Verlust durch eine proportionale Erhöhung der anderen Inputs kompensiert werden. Wenn x die Outputmenge y produzieren kann, kann ψx ebenso die Menge y produzieren, solange $\psi \geq 1$. Somit ergibt sich, dass schwache Verschwendbarkeit eine notwendige aber nicht hinreichende Bedingung für freie Verschwendbarkeit ist RAY (2004).

Das Problem negativer Grenzerträge kann jedoch auch folgendermaßen ausgedrückt werden: Durch den zusätzlichen Einsatz von Inputs entstehen Kosten. Kosten können zum einen dadurch auftreten, dass auf Teile der Produktionsmenge verzichtet werden muss oder zum anderen dadurch, dass von den übrigen Inputs mehr eingesetzt werden muss, um den Input, der negative Grenzerträge verursacht, auszugleichen, damit er die Produktionsmenge nicht negativ beeinflusst. In diesem Sinne kann argumentiert werden, dass der Input, der Überfüllungseffekte verursacht, nicht kostenlos beseitigt werden kann. SCHEEL (2000a) nennt das Beispiel von zu viel Personal. Er beschreibt, dass als Folge von zu viel Personal der Output sinken kann, weil sich das Personal bei der Arbeit gegenseitig behindert.

In der DEA-Terminologie wird bei der Modellformulierung der Standardmodelle, die eine kostenlose Beseitigung zusätzlicher Inputs zulassen, von freier Verschwendbarkeit gesprochen, bei alternativen Modellen, die keine kostenlose Beseitigung unterstellen, wird von schwacher Verschwendbarkeit gesprochen (siehe SCHEEL, 2000a).

Ebenso können Produktionsbeziehungen mit komplementären Bereichen modelliert werden, die z.B. auftreten, wenn in einer Fruchtfolge von der einen Frucht viel und von der anderen Frucht wenig angebaut wird und die Steigerung des Anteils der wenig angebauten Frucht beide Erträge steigen lässt. STEINHAUSER ET AL. (1992) zeigen an der Fruchtfolge von Raps und Weizen komplementäre Bereiche der Produktionsfunktion.

Im Modell kann zwischen freier und schwacher Verschwendbarkeit gewählt werden, was durch die Vergleichsoperatoren in den ersten beiden Nebenbedingungen festgelegt wird. Üblicherweise wird freie Verschwendbarkeit gewählt, wie auch im Grundmodell (siehe 2.8 oder auch 2.10) dargestellt ist. \leq – oder \geq – Zeichen modellieren freie Verschwendbarkeit, ein Gleichheitszeichen in Verbindung mit dem Effizienzparameter θ oder ϕ deutet auf schwache Verschwendbarkeit hin. Es ist auch möglich, für einzelne Inputs schwache Verschwendbarkeit anzunehmen.

Eine Technologiemenge erfüllt die *freie Verschwendbarkeit*¹⁵ der Inputs, wenn es bei konstanten Outputs möglich ist, einzelne oder alle Inputs zu erhöhen.¹⁶ Eine Techno-

¹⁵Strong disposability oder auch free disposability.

¹⁶Eine treffendere Übersetzung ist *kostenlose Beseitigung*, weil ein erhöhter Inputeinsatz neben den

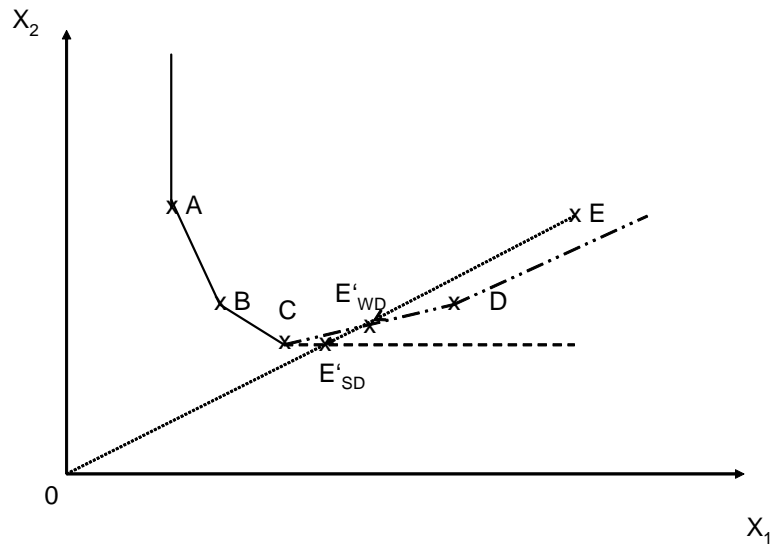


Abbildung 2.11: Freie und schwache Verschwendbarkeit der Inputs

logiemenge erfüllt die *freie Verschwendbarkeit der Outputs*, wenn es möglich ist, bei konstanten Inputs einzelne oder alle Outputs zu reduzieren.

Eine Technologiemenge erfüllt hingegen die *schwache Verschwendbarkeit¹⁷ der Inputs*, wenn es bei gleich bleibenden Outputs nur möglich ist, alle Inputs proportional zu erhöhen. Dementsprechend erfüllt eine Technologiemenge die *schwache Verschwendbarkeit der Outputs*, wenn es möglich ist, bei gleich bleibenden Inputs alle Outputs proportional zu reduzieren (SCHEEL, 2000a).

In der Abbildung 2.11 sind beide Formen der Verschwendbarkeit für den Input x_2 dargestellt. Im Falle freier Verschwendbarkeit verläuft die Isoquante von Punkt C aus parallel zur Abszisse, da Punkt C mit dem geringsten Inputeinsatz des Inputs x_2 produziert wird. Im Falle schwacher Verschwendbarkeit verläuft die Frontier entlang der gestrichelten Linie, die die Punkte C und D miteinander verbindet und anschließend entlang einer radialen Ursprungsgerade weiterverläuft. DMU E besitzt unter Annahme der freien Verschwendbarkeit einen Referenzpunkt auf der Gerade parallel zur Abszisse (E'_{SD}) und bei schwacher Verschwendbarkeit auf der Verbindungslinie C-D (E'_{WD}). Für Input x_1 ist hingegen freie Verschwendbarkeit unterstellt.

Durch die nicht kostenlose Beseitigung der Inputs zeigt die Frontier Bereiche negativer Grenzerträge. Für die DMUs ergeben sich somit geringere Verbesserungsmöglichkeiten

Ausgaben für diesen Input keine weiteren Kosten verursacht.

¹⁷Weak disposability

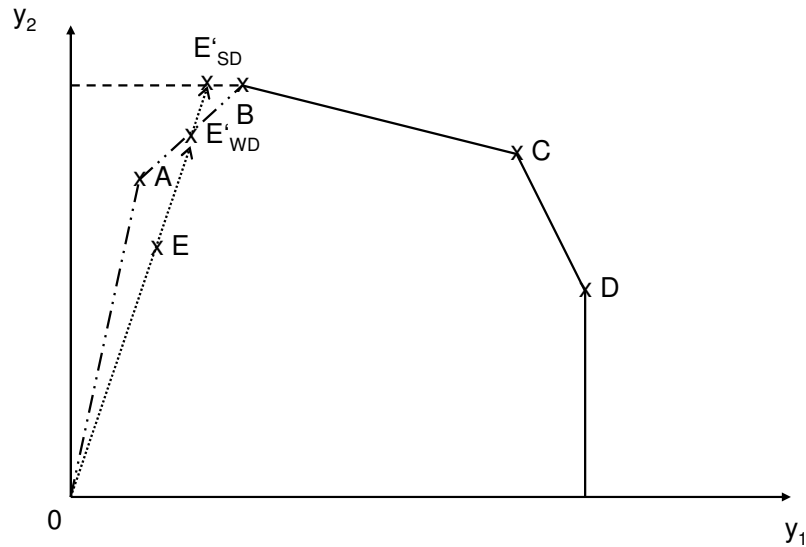


Abbildung 2.12: Freie und schwache Verschwendbarkeit der Outputs

als in der Situation unter Annahme der freien Verschwendbarkeit. Da die betrachtete DMU unter Annahme der schwachen Verschwendbarkeit nur mit einer eingeschränkten Auswahl DMUs verglichen wird, ist der Effizienzwert unter Annahme schwacher Verschwendbarkeit immer höher oder genauso hoch wie im Fall freier Verschwendbarkeit.

Auch für Outputs kann zwischen freier und schwacher Verschwendbarkeit unterschieden werden. Abbildung 2.12 zeigt das Vorliegen freier und schwacher Verschwendbarkeit im outputorientierten Modell. Dort ist die freie Verschwendbarkeit im relevanten Bereich durch die Linie parallel zur Abszisse gekennzeichnet und die schwache Verschwendbarkeit durch 0-A-B. Auch in dieser Grafik ist zu erkennen, dass die schwache Verschwendbarkeit für die DMU E einen höheren Effizienzwert ergibt, weil die Frontier näher zum Produktionspunkt verläuft.

COELLI ET AL. (2005) entwickelten ein Effizienzmaß, welches das Ausmaß des Überfüllungseffekts auf den Effizienzwert erfasst. Dazu muss das lineare Gleichungssystem aus 2.10 wie folgt um einen Parameter κ erweitert werden.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k, \kappa_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \kappa_k \theta_k x_{nk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right), 0 < \kappa_k \leq 1
 \end{aligned} \tag{2.16}$$

Analog ergibt sich für die schwache Verschwendbarkeit der Outputs folgendes output-orientiertes Modell:

$$\begin{aligned}
 & \max_{\theta_k, \lambda_k, \kappa_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \kappa_k \phi_k y_{mk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right), 0 < \kappa_k \leq 1
 \end{aligned} \tag{2.17}$$

In Modell 2.16 wird für alle Inputs schwache Verschwendbarkeit unterstellt. Die berechneten Effizienzwerte dieses Modelltyps sind immer größer oder gleich den Effizienzwerten aus dem Modell freier Verschwendbarkeit, weil durch das Gleichheitszeichen nur ein Teil der betrachteten DMUs als Referenzeinheiten in Betracht gezogen wird. Genauso wie bei der Skaleneffizienz der Effizienzparameter in technische Effizienz und Skaleneffizienz zerlegt wurde, kann der Effizienzwert im Modell freier Verschwendbarkeit TE_{SD} in den Effizienzwert im Weak Disposability Modell TE_{WD} und die Input Congestion Effizienz (ICE) zerlegt werden.

$$TE_{SD} = ICE * TE_{WD} \tag{2.18}$$

In Abbildung 2.11 ist die Beziehung zwischen diesen Effizienzwerten durch die Strecken-

verhältnisse $0E'_{SD}/0E = (0E'_{SD}/0E'_{WD}) * (0E'_{WD}/0E)$ dargestellt.

2.2.2.6 Supereffizienz

In den meisten Fällen erreichen in einer Effizienzanalyse mehrere DMUs einen Effizienzwert von 100%. Diese DMUs gelten alle als effizient und es kann innerhalb dieser Gruppe kein Ranking vorgenommen werden. Eine Möglichkeit, dennoch zwischen effizienten DMUs unterscheiden zu können bzw. das Ausmaß der Effizienz messen zu können, bietet die Supereffizienz, die erstmals von ANDERSEN und PETERSEN (1993) vorgeschlagen wurde. Der Supereffizienzwert gibt Auskunft darüber, um wieviel Prozent sich die Produktivität der betrachteten effizienten DMU verschlechtern darf, ohne die effiziente Hülle zu verlassen (SCHEEL, 2000a). Die Berechnung erfolgt wie in der normalen Effizienzanalyse, nur mit dem Unterschied, dass die in den Nebenbedingungen beschriebene Referenztechnologie alle DMUs außer der betrachteten enthält. Für ineffiziente DMUs bleibt der Effizienzwert unverändert, da sich die Benchmarks nicht verändern.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k^{sup} \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1, i \neq k}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k^{sup} x_{nk} \geq \sum_{i=1, i \neq k}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right)
 \end{aligned} \tag{2.19}$$

Eine DMU ist dann supereffizient, wenn sie gegenüber einer Technologie aller anderen DMUs einen Effizienzwert erreicht, der 100% übersteigt. Für DMUs, die schwach effizient sind, trifft dieses nicht zu. Sie verbleiben bei einem Effizienzwert von 100%.

Abbildung 2.13 verdeutlicht, wie die Berechnung der Supereffizienz erfolgt. Die Produktionsfrontier, die durch die durchgezogene Linie gekennzeichnet ist, wird von den drei effizienten DMUs (B, C und D) aufgespannt. Es ist exemplarisch für C dargestellt, dass bei der Berechnung der Supereffizienz DMU C mit der Frontier verglichen wird, die sich ergäbe, wenn die Analyse ohne DMU C durchgeführt worden wäre. Zur Berechnung des Supereffizienzwertes wird als Referenzpunkt Punkt C' gewählt, der auf der Ursprungsge-

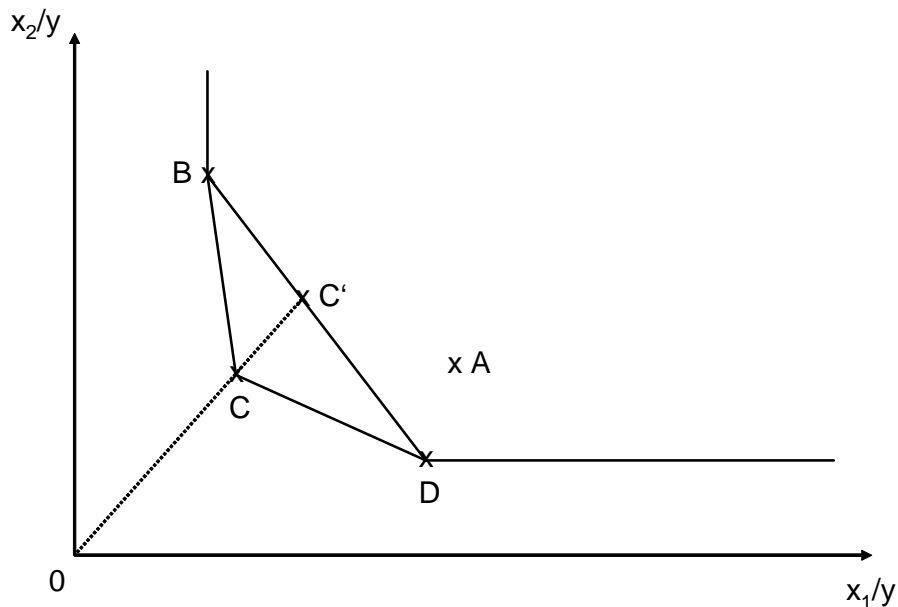


Abbildung 2.13: DEA-Supereffizienzmessung

Quelle: verändert nach ANDERSEN und PETERSEN (1993)

rade (gestrichelte Linie) auf der Frontier ohne C liegt. Der Supereffizienzwert errechnet sich dann aus OC'/OC und ist folglich größer oder gleich Eins.

In bestimmten Situationen kann das lineare Problem unter Annahme variabler Skalenerträge für einige DMUs jedoch nicht gelöst werden, weil aufgrund fehlender Referenzpunkte keine mögliche Lösung gefunden werden kann. Dieses gilt für jene DMUs, die in einem Abschnitt der Frontier liegen, in dem keine andere DMU als direkter Referenzpunkt dienen kann.¹⁸ Der Effizienzwert aller ineffizienten DMUs, wie z.B. von der DMU A bleibt von der Berechnung der Supereffizienz unberührt.

2.2.2.7 Gewichtungsbegrenzungen

Gibt es Argumente, die dafür sprechen, dass einer/mehrere der betrachteten Inputs oder Outputs (Netputs)¹⁹ mehr oder weniger wichtig ist als andere, können Gewichtungsbegrenzungen eingeführt werden, welche die Höhe der Gewichtung begrenzen. Dazu muss die primale Formulierung der DEA mit einer zusätzlichen Nebenbedingung, die

¹⁸Der Supereffizienzwert wäre rechnerisch unendlich groß.

¹⁹Wenn sich eine Aussage allgemein auf Inputs oder Outputs bezieht, jedoch nicht zwischen Inputs und Outputs unterschieden werden soll, wird auch von Netputs gesprochen.

die Gewichtungsfaktoren betrifft, gewählt werden. Es können sowohl absolute als auch relative Gewichtsbeschränkungen eingeführt werden, wobei absolute Gewichtsbeschränkungen wenig sinnvoll sind, wie im Folgenden begründet wird. Gewichtungsbeschränkungen beziehen sich in der Regel nur auf das CRS-Modell, für das VRS-Modell sind sie noch nicht vollständig erforscht, da die Grenzrate der Substitution skalenabhängig ist (THANASSOULIS, 2001).

Absolute Gewichtsbeschränkungen sorgen dafür, dass bestimmte Netputs nicht unberücksichtigt bleiben oder kein zu großes Gewicht erhalten. Es muss jedoch darauf geachtet werden, dass eine absolute Gewichtsbeschränkung auch alle anderen verbliebenen Netputs mit beeinflusst. So führt die Einführung einer Untergrenze eines einzelnen Inputs dazu, dass für alle anderen Inputs implizit eine Obergrenze eingeführt wird. Der zentrale Kritikpunkt liegt jedoch in der Festlegung einer Unter-/Obergrenze.

Relative Gewichtsbeschränkungen, die in der Literatur unter dem Begriff Assurance Regions (ALLEN ET AL., 1997) geführt werden, begrenzen die Gewichtungen einzelner Inputs (Outputs) derart, dass Gewichtungen des einen Inputs (Outputs) ein bestimmtes Verhältnis gegenüber den Gewichtungen eines anderen Inputs (Outputs) nicht überschreiten dürfen.

$$\begin{aligned}
 & \max_{\mu, v} \left(\sum_{n=1}^N \mu_n y_{nk} \right), \\
 \text{s.t.:} \quad & \sum_{m=1}^M v_m x_{mi} = 1, \\
 & \sum_{n=1}^N \mu_n y_{ni} - \sum_{m=1}^M v_m x_{mi} \leq 0, \\
 & \alpha_i \leq \frac{v_i}{v_{i+1}} \leq \beta_i, \\
 & \mu_n, v_m \geq 0, \\
 & \text{mit } i=1, \dots, k, \dots, I.
 \end{aligned} \tag{2.20}$$

ALLEN ET AL. (1997) zeigen alle bekannten Gewichtsbeschränkungsmodelle. In Gleichung 2.20 ist das Assurance Regions Typ I Modell dargestellt, das zu den relativen Gewichtsbeschränkungen zählt. Die zusätzliche Nebenbedingung begrenzt das Verhältnis des einen Gewichtungsfaktors gegenüber anderen Gewichtungsfaktoren zwischen

α und β , die individuell für jeden der I Betriebe festgelegt werden.

Als Beispiel können nicht spezialisierte Milchviehbetriebe genannt werden, die ihre Haupteinnahmen aus dem Milchverkauf erlösen und einige unbedeutende Nebenprodukte erzeugen, die als zusätzliche Outputs in die Untersuchung aufgenommen werden. Relative Gewichtungsfaktoren können sicherstellen, dass die Gewichtung auf dem Output Milch Erlös größer oder gleich den Gewichtungsfaktoren der anderen Outputs sein muss, damit Betriebe nicht als effizient gekennzeichnet werden, die im Bereich unbedeutender Nebenprodukte eine hohe Produktivität aufweisen, aber im Kernbereich der Milcherzeugung nur eine vergleichsweise geringe Produktivität haben. Absolute Gewichtungsfaktoren würden die Gewichtung auf einen Anteil von bspw. mindestens 0,5 festlegen. Da Gewichtsbeschränkungen in dieser Arbeit nur einen Nebenaspekt darstellen, soll auf weitere Ausführungen zu diesem Thema verzichtet werden.

2.2.2.8 Malmquistindex

Die bisher beschriebenen Effizienzmaße beziehen sich jeweils auf Querschnittsdaten einer Periode. Der in diesem Abschnitt vorgestellte Malmquist Produktivitätsveränderungsindex ist ein Maß für die Veränderung der Produktivität im Zeitablauf. Die Entwicklung des Malmquistindex geht auf CAVES ET AL. (1982) zurück. Er setzt sich in der einfachen Formulierung aus den beiden Komponenten der Veränderung der Effizienz (Efficiency Catch up) und der technologischen Veränderung (Frontier Shift) zusammen (siehe Gleichung 2.21). Beide Komponenten werden einzeln für jede DMU bestimmt.

$$\underbrace{MI_k}_{\text{„Malmquistindex“}} = \underbrace{\frac{C_EF_{T_{t+1}}^{Dt+1}}{C_EF_{T_t}^{Dt}}}_{\text{„Efficiency Catch up“}} \times \underbrace{\left[\frac{C_EF_{T_t}^{Dt+1}}{C_EF_{T_{t+1}}^{Dt+1}} \times \frac{C_EF_{T_t}^{Dt}}{C_EF_{T_{t+1}}^{Dt}} \right]^{1/2}}_{\text{„Frontier Shift“}} \quad (2.21)$$

Die Veränderung der Effizienz wird als Bruch ermittelt, in dessen Nenner der Effizienzwert des Basisjahres und im Zähler der Effizienzwert des Folgejahres steht und somit die relative Veränderung der Effizienz ausdrückt.²⁰ Die technologische Veränderung wird anhand der Verschiebung des relevanten Abschnitts der Frontier gemessen. Dabei wird berechnet, welchen Effizienzwert die DMU im Folgejahr bzw. Vorjahr erhalten hätte. Wie der Gleichung 2.21 zu entnehmen ist, sind für jede DMU vier Effizienzwerte zu ermitteln. Der Term $C_EF_{T_t}^{Dt+1}$ steht für den Effizienzwert, der errechnet wird, wenn

²⁰Bei der Berechnung des Malmquistindex können keine Supereffizienzen herangezogen werden.

der Produktionspunkt der Periode $t+1$ mit der Technologie der Vorperiode (der Periode t) verglichen wird. Dieser Effizienzwert wird zu dem Effizienzwert ins Verhältnis gesetzt, den die betrachtete DMU im Jahr $t+1$ erhält. Der daraus ermittelte Bruch wird mit dem Verhältnis aus Effizienzwert der Periode t zu dem Effizienzwert der DMU in der Periode $t+1$ multipliziert.

In einem weiteren Schritt kann der Malmquistindex in drei Komponenten zerlegt werden, indem die Veränderung des Effizienzwertes unter konstanten Skalenerträgen in die Veränderung des Effizienzwertes unter variablen Skalenerträgen und die Veränderung der Skaleneffizienz unterteilt wird. Voraussetzung ist die Berechnung der Effizienz unter konstanten und variablen Skalenerträgen. Die erste Komponente misst die Effizienzveränderung der betrachteten DMU unter variablen Skalenerträgen (Pure technical efficiency catch up). Dazu wird das Verhältnis aus dem Effizienzwert unter der Annahme variabler Skalenerträge in der Periode $t+1$ ($V_EF_{Tt+1}^{Dt+1}$) zum Effizienzwert der vorherigen Periode t ($V_EF_{Tt}^{Dt}$) betrachtet. Genauso wird bei der Ermittlung der zweiten Komponente, der Skaleneffizienzveränderung verfahren. Es wird das Verhältnis der Skaleneffizienz der Periode $t+1$ zur Skaleneffizienz der Periode t berechnet. Die Berechnung ist in Gleichung 2.22 dargestellt.

$$\underbrace{MI_k}_{\text{„Malmquistindex“}} = \underbrace{\frac{V_EF_{Tt+1}^{Dt+1}}{V_EF_{Tt}^{Dt}}}_{\text{„Pure technical efficiency catch up“}} \times \underbrace{\frac{SC_EF_{Tt+1}^{Dt+1}}{SC_EF_{Tt}^{Dt}}}_{\text{„Scale efficiency catch up“}} \times \underbrace{\left[\frac{C_EF_{Tt}^{Dt+1}}{C_EF_{Tt+1}^{Dt+1}} \times \frac{C_EF_{Tt}^{Dt}}{C_EF_{Tt+1}^{Dt}} \right]^{1/2}}_{\text{„Frontier Shift“}} \quad (2.22)$$

Ein Malmquistindex größer (kleiner) als Eins deutet auf ein positives (negatives) Wachstum der totalen Faktorproduktivität von der Periode t zur Periode $t+1$ hin.

2.2.2.9 Alternative DEA-Modelle

Die bisher beschriebenen Modelle verwenden radiale Effizienzmaße, ermitteln also die Effizienz äquiproportional in input- oder outputorientierter Richtung (siehe z.B. SCHEEL, 2000a). Die Hyperbolische DEA und die Directional Distance Function stellen alternative DEA-Modelle dar. Bei diesen Analysetechniken wird simultan der Abstand zur Frontier gemessen, indem die Inputs reduziert und die Outputs erhöht werden.²¹

²¹ Teilweise werden diese Modelle auch als unorientierte Modelle bezeichnet (siehe z.B. ALLEN, 2002). Diese Bezeichnung ist jedoch irreführend, da sehr wohl in einer vorgegebenen Richtung betrachtet

Die Directional Distance Function ist von CHAMBERS, CHUNG und FÄRE (1996) entwickelt worden und beruht auf der benefit function von LUENBERGER (1992). Das nicht-parametrische auf Linearer Programmierung basierende Modell der Directional Distance Function ist in folgender Gleichung dargestellt.

$$\begin{aligned}
 & \max_{\beta_k, \lambda_k} \beta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & (1 + \beta_k)y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik}y_{mi}, \\
 & (1 - \beta_k)x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik}x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{2.23}$$

Der Faktor β misst die Ineffizienz im Modell. Es wird unterstellt, dass der Referenzpunkt auf der Frontier in der Richtung ermittelt wird, in der $x^* = (1 - \beta)x_k$, $y^* = (1 + \beta)y_k$. Ein Effizienzwert von 0,8 wird z.B. berechnet, wenn alle Inputs um 20% reduziert und alle Outputs um 20% erhöht werden müssen, um die Frontier zu erreichen.

Die hyperbolische DEA misst die Ineffizienz, indem sie bestimmt, um welchen Faktor die Inputmengen reduziert und die Outputmengen vergrößert werden müssen, damit der Betrieb auf der Frontier liegt. Die Modellspezifikation ist in folgender Gleichung dargestellt.

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \phi y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik}y_{mi}, \\
 & \phi^{-1}x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik}x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{2.24}$$

wird, diese jedoch nicht eine bestimmte Orientierung nur für Inputs bzw. nur für Outputs voraussetzt.

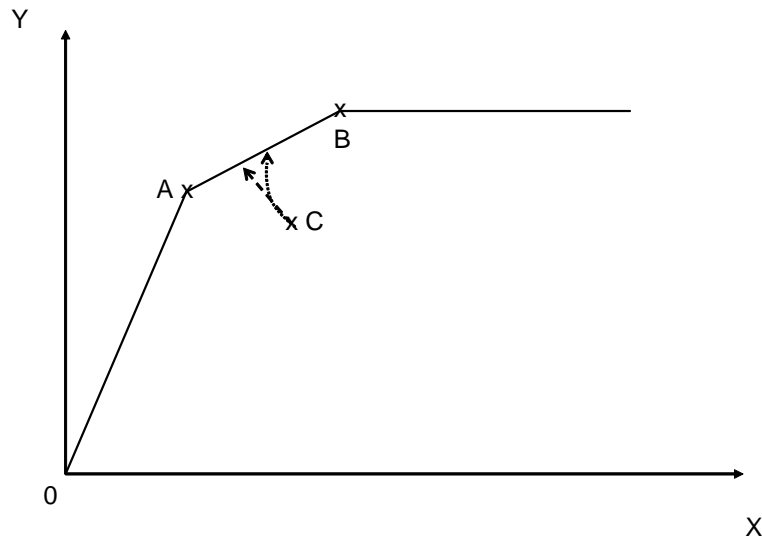


Abbildung 2.14: Directional Distance Function und Hyperbolische DEA

Graphisch betrachtet wird die Effizienz in der DDF entlang des geraden Pfeils und in der hyperbolischen DEA entlang des gebogenen Pfeils ermittelt (siehe Abbildung 2.14).

2.2.3 Vergleich von SFA und DEA

In der Literatur sind bereits zahlreiche Vergleiche zwischen den Methoden SFA und DEA durchgeführt worden (siehe z.B. HJALMARSSON ET AL., 1996; FERRIER und LOVELL, 1990; PLESSMANN, 2000; TIETJEN, 2003). Im Grunde kommen alle Vergleiche zu ähnlichen Aussagen. Die Effizienzwerte sind nicht direkt miteinander vergleichbar, jedoch zeigt die Rangkorrelation eine Übereinstimmung zwischen den Effizienzrängen beider Methoden, wobei HJALMARSSON ET AL. (1996) zum Teil auch negative Rangkorrelationen zeigt. In ihrer Untersuchung stellen sie somit fest, dass DMUs, die bezüglich des Effizienzwertes in der SFA einen vorderen Rang erhalten, in der DEA einen hinteren Rang einnehmen.

Die Stärken der DEA liegen in der Rangierung von DMUs, die nicht bewertbare Inputs einsetzen oder nicht bewertbare Outputs erzeugen. Deshalb wurde die DEA im besonderen Maße zur Bewertung nicht profitorientierter öffentlicher Einrichtungen verwendet, z.B. von Schulen (MCCARTY und YAISAWARNG, 1993) oder Pflegeheimen (FRIED ET AL., 1998).

Ein weiterer Vorteil der DEA liegt darin, dass Multikollinearität das Modell nicht beein-

flusst. Wird einem Modell bestehend aus einem Output und vier Inputs ein zusätzlicher Input hinzugefügt, der perfekt multikollinear zu einem der vier bereits vorhandenen Inputs ist, ergibt sich keine Veränderung der Effizienzwerte (siehe auch DYSON ET AL., 2001).²² Dieses Beispiel zeigt, dass nicht nur allein die Anzahl der Dimensionen die Höhe der Effizienzwerte beeinflusst, sondern erst Dimensionen, die relativ zueinander andere Werte haben.

Bei der DEA handelt es sich um ein nicht-parametrisches deterministisches Verfahren zur Effizienzbestimmung. Deterministische Modelle stellen hohe Anforderungen an die Datenbasis. Insbesondere die DEA reagiert sehr stark auf Ausreißer. Dieses ist ein Nachteil der DEA gegenüber der stochastischen Frontieranalyse. Da die Frontier durch die besten Betriebe aufgespannt wird, kann in der DEA ein Datenfehler dazu führen, dass der betreffende Betrieb effizient wird und die Effizienzwerte aller anderen Betriebe negativ beeinflusst. Um dieses Problem zu reduzieren, wird zur Zeit an Modellen zur stochastischen DEA geforscht. Dabei gibt es verschiedene Ansätze, die verfolgt werden, siehe z.B. LAND ET AL. (1993). Ein weiterer viel beachteter Ansatz wird von SIMAR und WILSON (2000) geliefert. SIMAR und WILSON (2000) ermitteln mittels bootstrapping Konfidenzintervalle und zeigen damit einen Bereich auf, in dem der Effizienzwert mit einer bestimmten Irrtumswahrscheinlichkeit liegt.

Zum anderen muss die Datenstruktur einer DEA so gewählt sein, dass einer Vielzahl von DMUs (etwa landwirtschaftlichen Betrieben) wenige Variablen bzw. Kennzahlen gegenüberstehen. Jede zusätzlich in die Modellformulierung aufgenommene Variable vergrößert den Technologieraum um eine weitere Dimension und ermöglicht damit weiteren DMUs effizient zu werden. Somit darf das Verhältnis zwischen Anzahl der DMUs und Anzahl der Variablen eine bestimmte Grenze nicht unterschreiten. In der Literatur werden Richtwerte genannt, die als Orientierungshilfe dienen. Danach soll die Zahl der DMUs das Drei- bis Zehnfache der Anzahl der Inputs und Outputs betragen oder mindestens so groß sein wie das Produkt von Inputanzahl und Outputanzahl (ALLEN, 2002), bzw. das Doppelte des Produkts von Inputanzahl und Outputanzahl sein (DYSON ET AL., 2001).²³

²²Vorstellbar ist der Fall, dass eine der vier Variablen die „Landwirtschaftliche Nutzfläche in ha“ und eine fünfte Variable die „Landwirtschaftliche Nutzfläche in ar“ ist.

²³Es ist sicherlich nicht möglich, eine allgemeingültige Formel vorzugeben, da die Struktur der Daten großen Einfluss auf die Effizienzwerte hat. Bei einem sehr heterogenen Datensatz, bestehend aus wenigen hoch produktiven DMUs und vielen gering effizienten DMUs wirkt sich die Erhöhung der Netputanzahl nicht so stark aus wie bei einem homogenen Datensatz. Die Faustformel basierend

Einige Studien befassen sich direkt mit der Problematik, dass durch die Aufnahme mehrerer Inputs und Outputs²⁴ der Anteil der effizienten Betriebe stark ansteigt. DYSON ET AL. (2001) raten zu dem Vorgehen, Inputkategorien mit Hilfe von Preisen zu aggregieren, weil durch die Kenntnis der Preise die ökonomische Gewichtung zwischen diesen Faktoren bekannt ist und es sich deshalb erübrigt, mit der Analyse flexible Gewichtungsfaktoren zwischen diesen Inputs zu bestimmen. Eine Aggregation hat den Vorteil, dass durch die Reduktion der Anzahl der Inputs bzw. Outputs nicht mehr so viele effiziente DMUs anzutreffen sind. Voraussetzung für diese Art der Aggregation ist jedoch die Kenntnis der Preise, die jedoch nicht immer gegeben ist. Als Nachteil der Aggregation ist zu sehen, dass Berechnungen der allokativen Effizienz und damit auch der Kosteneffizienz nicht durchgeführt werden können, weil den verwendeten Inputs und Outputs dann Mischpreise dieses Aggregationsprodukts zugeordnet werden müssten. Werden jedoch Inputs betrachtet, für die keine Preise bekannt sind, kann ohnehin keine allokativen Effizienz berechnet werden. Daher bietet sich die Aggregation zu Kostenblöcken insbesondere dann an, wenn Variablen ins Modell genommen werden, die zum Teil monetär und zum Teil in physischen Einheiten erfasst werden.

Eine hohe Anzahl von Netputs muss jedoch nicht zwangsläufig zu einem hohen Anteil effizienter DMUs führen. So ist es möglich, dass einige DMUs in mehreren Dimensionen dominant sind, weil sie in vielerlei Hinsicht effizient produzieren. Vorsicht ist jedoch geboten, wenn DMUs nur aufgrund von Datenfehlern oder Messungenauigkeiten hohe Outputwerte oder niedrige Inputwerte erhalten haben und es sich daher um Ausreißer handelt, die auch die Effizienzwerte der anderen DMUs maßgeblich beeinflussen. Dieses ist insbesondere in der DEA problematisch, da es sich um eine deterministische Analyse handelt. Diese potenziellen Ausreißer können durch die Berechnung der Supereffizienz sichtbar gemacht werden und sollten einer anschließenden Überprüfung der Rohdaten unterzogen werden.

DMUs, die Inputs in der Höhe von Null haben, können die Berechnung der Effizienz unmöglich machen, aber auch die Ersetzung der Werte durch einen kleinen Wert wie 0,01 bereiten der DEA Probleme, da sie die Inputniveaus proportional zueinander betrachtet. Die SFA hat den Nachteil, dass a priori eine Verteilungsannahme über die Ineffizienzen

auf dem Produkt der Anzahl der Inputs und Outputs ist vermutlich der beste Ansatz, da sie die Anzahl der Dimensionen widerspiegelt und die Anzahl der Dimensionen maßgeblichen Einfluss auf die Anzahl der effizienten DMUs hat.

²⁴In der internationalen Forschung wird der Begriff dimensionality verwendet, da durch eine Erhöhung der Anzahl von Inputs und Outputs die Anzahl der Dimensionen steigt.

getroffen werden muss. Diese Verteilungsannahme ist restriktiv.

DEA-Modelle erfüllen unter der Annahme freier Verschwendbarkeit die Monotonie durch die Modellformulierung. Daher sind keine Tests erforderlich, um die Erfüllung der Monotoniebedingung zu überprüfen. In der SFA sollte hingegen auf Monotonie überprüft werden (REINHARD ET AL., 2000).

Da keine Methode nur Vorteile gegenüber der anderen hat, können keine grundsätzlichen Empfehlungen getroffen werden.

Die Einflüsse von Umfeldparametern können in der SFA im Gegensatz zur DEA simultan berücksichtigt werden. Werden in der DEA mehrere Umfeldparameter direkt ins Modell integriert, treten höhere mittlere Effizienzwerte auf. HAILU und VEEMAN (2001) sprechen in diesem Zusammenhang von einer Inflation der Effizienzwerte. Je höher die Effizienzwerte sind und je mehr DMUs effizient sind, desto weniger Erkenntnisse können über den Einfluss effizienzbestimmender Faktoren gezogen werden. Eine Abschätzung der Wirkung von Umfeldparametern ist somit in der Regel nur durch eine Regression auf zweiter Stufe möglich, diese birgt jedoch Risiken bezüglich der Multikollinearität. Dieses Risiko kann durch die einstufige Betrachtung in der SFA reduziert werden.

In einer Panelanalyse, in der keine jährlichen Schätzungen mit der SFA vorgenommen werden können, wird nur eine gemeinsame Produktionsfrontier geschätzt, wenn auch der Periodeneinfluss auf die Effizienzwerte ermittelt werden kann. Die DEA ermittelt jährliche Frontiers und ist damit flexibler, wobei jedoch die Aussagefähigkeit der Frontier nicht untersucht werden kann. Die stochastische Frontier kann durch statistische Tests überprüft werden.

Die SFA bringt mehr Informationen über die Frontierproduktionsfunktion und über den Gesamtbetrieb, die DEA mehr Informationen über die individuellen Stärken und Schwächen der untersuchten Betriebe und Benchmarks für die betrachteten Betriebe.

Die gelieferten Informationen beider Modelle sind jedoch kritisch zu beurteilen, sofern nicht eine angemessene Stichprobengröße erreicht wird.

Probleme und Lösungsvorschläge für die genannten Probleme werden von DYSON ET AL. (2001) vorgestellt. Sie sprechen auch eines der zentralen Probleme der Effizienzanalyse an: Betriebe mit verschiedenen Technologien sollten nicht miteinander verglichen werden. Dieses Problem kann allenfalls durch die Berechnung einer Metafrontier gelöst werden, siehe dazu BATTESE ET AL. (2004) oder BREUSTEDT ET AL. (2006).

In diesem Kapitel konnte gezeigt werden, dass weder die DEA noch die SFA grundsätzlich der jeweils anderen Methode vorgezogen werden kann. Es hängt somit stark von der

Fragestellung und den zur Verfügung stehenden Daten ab, welche der beiden Methoden die größere Aussagefähigkeit bietet. Falls möglich sollten deshalb beide Methoden angewendet und die Ergebnisse verglichen werden.

3 Umweltwirkungen der Landwirtschaft

Um in den folgenden Kapiteln die Effizienzanalyse um Umweltwirkungen erweitern zu können, erscheint es nützlich, zunächst die Umweltwirkungen der Landwirtschaft zu identifizieren. Unter dem Begriff Umweltwirkungen werden in dieser Arbeit Wirkungen verstanden, die als Folge der landwirtschaftlichen Produktion auf die Umwelt ausgehen. Bevor jedoch die bedeutendsten Umweltwirkungen besprochen werden, soll geklärt werden, wann es sich dabei konzeptionell um positive oder negative Umweltwirkungen handelt. Dieses soll in Abschnitt 3.1 beantwortet werden.

Besonders die Grüne Revolution, die durch den technischen Fortschritt vor allem in der Entwicklung von Pflanzenschutz- und Düngemitteln ausgelöst wurde, führte zum zunehmenden Auftreten negativer Umweltwirkungen der Landwirtschaft; denn erstmals wurde der Nährstoffkreislauf durch die Zugabe externer Nährstoffe im Gleichgewicht gestört und die Überschüsse führten zu Veränderungen in Bereichen der Umwelt. Es gibt jedoch auch Beispiele positiver Umweltwirkungen, wie die Pflege der Kulturlandschaft. In Abschnitt 3.2 werden die bedeutendsten Umweltwirkungen der Landwirtschaft beschrieben.

Negative Auswirkungen auf die Umwelt lassen sich in punktuelle und diffuse Verschmutzungsquellen unterscheiden. Während es sich bei den punktuellen Quellen um genau lokalisierbare Orte von meist starken Verschmutzungen handelt, liegen bei diffusen Quellen Einbringungen von Schadstoffen aus ortsveränderlichen Quellen, von großer räumlicher Ausdehnung oder aus einer Vielzahl von schwachen Verursachungen vor. Große Industrieanlagen zählen somit zu den punktuellen Quellen und die Landwirtschaft zu den diffusen Quellen. Schadstoffemissionen aus diffusen Quellen sind nur schwer zu erfassen, zu messen und zu kontrollieren (STROSSER ET AL., 2006).

Aufgrund dieser Zuordnungsschwierigkeiten begannen Regierungen und Nichtregierungsorganisationen die Umweltwirkungen zu messen. Es blieb allerdings das Problem, die Belastungen einzelnen Verursachern zuzuordnen. Die Entwicklung von Agrarumweltindikatoren soll hilfreich sein, eine Einordnung der Umweltwirkungen vornehmen zu können. In Abschnitt 3.3 sind die wichtigsten Agrarumweltindikatoren aufgeführt. Es wird

unterschieden zwischen Agrarumweltindikatoren auf Sektor- und Betriebsebene.

3.1 Konzeptionelle Abgrenzung positiver und negativer Umweltwirkungen

In diesem Abschnitt werden positive und negative Umweltwirkungen (Umweltleistungen und Umweltbelastungen) voneinander abgegrenzt. Zwei Konzepte werden vorgestellt, mit denen die Abgrenzung durchgeführt werden kann. Das erste Konzept, die stoffliche Abgrenzung, ist im ersten Unterabschnitt beschrieben. Es beschäftigt sich mit dem Kreislauf der Wirtschaft und der Umwelt und zeigt, wie es neben Materialflüssen zu Nutzenflüssen kommt, die mit Umweltwirkungen in Beziehung stehen.

Das im zweiten Unterabschnitt beschriebene zweite Konzept durchleuchtet die ökonomische Theorie, welche die Umweltwirkungen als externe Effekte kennzeichnet. Externe Effekte können zu Fehlallokationen führen, die durch umweltpolitische Instrumente behoben werden können. Die Wahl des umweltpolitischen Instruments impliziert die Zuweisung von impliziten Eigentumsrechten. Letztendlich ist daher entscheidend für die Abgrenzung zwischen positiven und negativen Umweltwirkungen, wo die Eigentumsrechtsgrenze verläuft. Am Beispiel der Nitratbelastung des Grundwassers wird gezeigt, welche Abgrenzung bei Anwendung der verschiedenen Konzepte vorzunehmen ist.

3.1.1 Stoffliche Abgrenzung

Die neoklassische Theorie modelliert monetäre und güterwirtschaftliche Flüsse als Kreisläufe, ohne explizit auf Austauschprozesse und Wechselwirkungen mit der Umwelt einzugehen BRINGEZU (2000). Abbildung 3.1 zeigt hingegen den Kreislauf der Wirtschaft und der Umwelt nach einer Darstellung von PEARCE und TURNER (1990).¹ Das wirtschaftliche System ist im Rechteck rechts oben erkennbar und zeigt, wie durch Produktion (P) Konsumgüter (C) erstellt werden, die den Konsumenten einen Nutzen (U) stiften. Zur Produktion werden Ressourcen (R) benötigt. Ressourcen werden begrifflich weit gefasst, da sie die gesamte natürliche Umwelt umfassen, die aus den drei Umweltmedien Luft, Boden und Wasser besteht.

¹Die Interaktionen zwischen Wirtschaft und Umwelt lassen sich in vielfältiger Weise darstellen (siehe z.B. auch SIEBERT (1995) und CANSIER (1996)), auch eine Erweiterung um die politische Ökonomie ist möglich (FREY, 1991).

3 Umweltwirkungen der Landwirtschaft

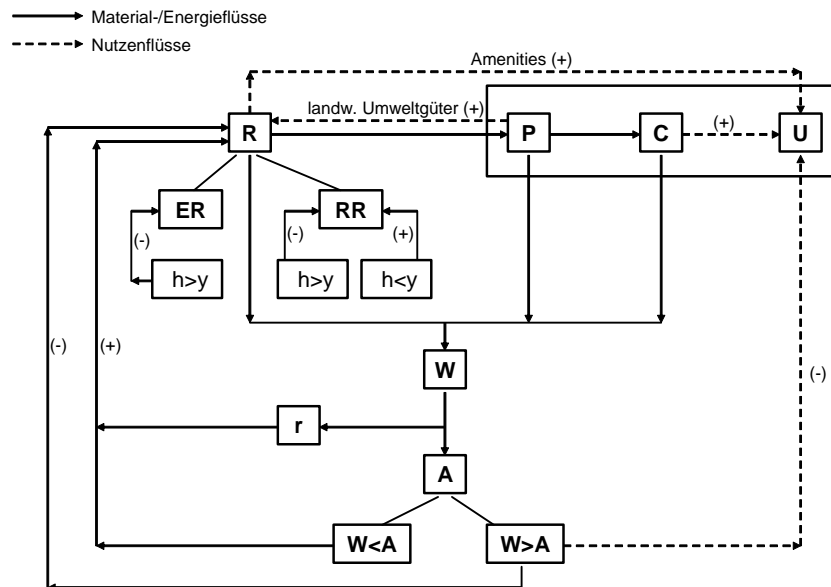


Abbildung 3.1: Kreislauf der Wirtschaft und der Umwelt
Quelle: erweitert nach PEARCE und TURNER (1990)

Pfeile mit durchgezogenen Linien symbolisieren Material- und Energieflüsse, gestrichelte Pfeile symbolisieren Nutzenflüsse. Das zentrale Element in diesem Kreislauf bilden die Ressourcen (R), die durch Produktion (P) zu Konsumgütern (C) verarbeitet werden.² Das Ziel des Konsums von Konsumgütern besteht darin, Nutzen (U) zu stiften.

Ressourcen können auch einen direkten Nutzen stiften, wie der Pfeil am oberen Rand der Graphik zeigt. Als Beispiel dafür können die Annehmlichkeiten der Natur genannt werden (Amenities³), die durch den Anblick der Kulturlandschaft mit ihrer Artenvielfalt im Pflanzen- und Tierreich entstehen. Die Abbildung von PEARCE und TURNER (1990) wurde dahingehend erweitert, dass ein weiterer positiver Nutzenfluss von der Produktion zu den Ressourcen eingezeichnet wurde, der die landwirtschaftlichen Umweltgüter kennzeichnet. Koppelprodukte der landwirtschaftlichen Produktion, wie z.B. die Pflege der Kulturlandschaft, können als landwirtschaftliche Umweltgüter bezeichnet werden. Sie tragen positiv zum Ressourcenbestand der Umwelt bei, woraus sich wiederum positive

²In der Kategorie Konsumgüter befinden sich nicht nur Güter, die direkt zum Konsum geeignet sind, sondern auch Dienstleistungen und Kapitalgüter, die eine zukünftige Produktion von Konsumgütern ermöglichen.

³Im weiteren Text wird der Begriff „Amenity“ benutzt, weil er sich als Fachbegriff in der internationalen Forschung etabliert hat und begrifflich weiter gefasst ist als der deutsche Begriff „Annehmlichkeiten der Natur“.

Nutzenflüsse für die Gesellschaft ergeben.

Innerhalb der natürlichen Ressourcen kann zwischen erschöpflichen Ressourcen (ER), wie Kohle, Öl und Minerale und erneuerbaren (regenerativen) Ressourcen (RR), wie Holz und andere Nutzpflanzen unterschieden werden, sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Regenerationsfähigkeit. Laut ENDRES und QUERNER (1993) können erschöpfliche Ressourcen auch als Sonderfall der erneuerbaren Ressourcen angesehen werden, die eine Regenerationsfähigkeit von Null haben. Dies erklärt auch das Vorhandensein von Mischformen, also Ressourcen, die zwar grundsätzlich erneuerbar sind, aber wie eine nicht-erneuerbare abgebaut werden und deren Erneuerung aufgrund eines langsamen Wachstums lange Zeit in Anspruch nehmen wird.

Der Bestand der erschöpflichen Ressourcen verringert sich fortlaufend, da immer mehr abgebaut (h) wird als nachwachsen (y) kann ($h > y$), dieses ist durch ein (-) gekennzeichnet. Im Falle der erneuerbaren Ressourcen ist es ebenfalls möglich, dass wie bei den erschöpflichen Ressourcen die Abbaurate die Nachbildungsrate übersteigt ($h > y$). Jedoch ist es auch möglich, dass mehr Ressourcen nachwachsen als verbraucht werden ($h < y$), so dass der Ressourcenvorrat wächst (+).

Entlang des Produktionsprozesses fallen an vielen Stellen Abfälle (W) an, die durch Recycling (r) direkt wieder den zur Verfügung stehenden Ressourcen zugeführt oder in der Natur deponiert werden. Sind die Selbstreinigungskräfte der Natur in der Lage, die Abfälle wieder in nutzbare Ressourcen umzuwandeln, übersteigt somit die assimilative Kapazität (A) die Menge an Abfall ($W < A$), kann der Überschuss den Ressourcen wieder hinzugefügt werden. Der Abfall, der in der Umwelt verbleibt ($W > A$), senkt die Qualität der natürlichen Umwelt und stiftet einen direkten negativen Nutzen. Dieser negative Nutzen (-) entsteht durch die Produktion eines öffentlichen Ungutes (erkennbar am Pfeil rechts unten).

Zwangsläufig entstehen im Laufe des Produktionsprozesses Abfallstoffe (W), dieses ist auf grundlegende physikalische Gesetze zurückzuführen (CANSIER, 1996). Das erste Gesetz der Thermodynamik, das auch unter dem Begriff Energieerhaltungssatz bekannt ist, besagt, dass Energie niemals erzeugt oder vernichtet werden kann, sie kann nur von einer Erscheinungsform in eine andere umgewandelt, konzentriert und verstreut werden. Das zweite Gesetz der Thermodynamik (das Entropiegesetz) zeigt jedoch, dass der Anteil der nutzbaren Energie in einem geschlossenen System abnimmt, denn bei jeder Umwandlung geht ein Teil der Energie von einem freien nutzbaren Zustand in einen nicht mehr verfügbaren Zustand (Entropie) über, nur ein Teil der Energie bleibt nutzbar (Exer-

gie) (BRINGEZU, 2000). Beide Gesetze sind auf Materialflüsse übertragbar und erklären damit, dass Abfälle im Kreislauf verbleiben und nicht mehr in die Produktion zurückzuführen sind. Die Entropie stellt damit ein Hindernis für die Ökonomie als geschlossenes und nachhaltiges System dar (PEARCE und TURNER, 1990).

Abfallstoffe der Produktion und des Konsums werden als Emissionen bezeichnet. Immissionen stellen das Ausmaß der Umweltverschmutzung dar. Der Kreislauf der Wirtschaft und der Umwelt zeigt, dass bei jeder Veränderung des Bestandes der Ressourcen eine Umweltwirkung vorliegt. Werden Ressourcen zur Produktion verwendet, ganz gleich ob es sich dabei um erschöpfliche oder erneuerbare handelt, wird der Bestand der Ressourcen verringert, werden hingegen erneuerbare Ressourcen produziert, steigt der Bestand der Ressourcen. Ebenso führt die Produktion von Abfällen, die in der Umwelt deponiert werden zu einer Degradierung der Ressourcen.

Die stoffliche Abgrenzung führt zu dem Ergebnis, dass überall dort, wo Abfälle (W) auftreten, negative Umweltwirkungen (Umweltbelastungen) vorliegen. Positive Umweltwirkungen (Umweltleistungen) können durch eine Erhöhung des Bestands oder der Qualität der Ressourcen bzw. der Produktion von Amenities entstehen.

3.1.2 (Umwelt-)Ökonomische und eigentumsrechtliche Abgrenzung

In der Umweltökonomie werden Umweltprobleme als Probleme externer Effekte gedeutet. Externe Effekte sind Auswirkungen einer wirtschaftlichen Aktivität, die nicht dem Urheber zugerechnet werden, da zwischen dem Verursacher und dem Betroffenen des externen Effekts eine nicht über den Preis- bzw. Marktmechanismus vermittelte Beziehung besteht (GABLER, 1997, S.1263). Güter, die externe Effekte beinhalten, werden von MUSGRAVE ET AL. (1990) als Mischgüter bezeichnet. Ein Mischgut zeichnet sich dadurch aus, dass es neben einer Privatgutkomponente auch eine Kollektivgutkomponente enthält (SCHEFFLER und HEGMANN, 2000). Der persönliche Nutzen, den der Akteur durch sein Handeln generiert, stellt die Privatgutkomponente des Gutes dar, während der darüber hinausgehende Teil des Gutes, der seine individuelle Wohlfahrt nicht berührt, die Kollektivgutkomponente darstellt.

Besteht das Mischgut zu 100% aus einer Privatgutkomponente, handelt es sich um ein reines Privatgut. Im umgekehrten Fall, wenn es zu 100% aus einem Kollektivgut besteht, handelt es sich um ein reines öffentliches Gut. Im vorangegangenen Abschnitt wurde am Beispiel der Amenities gezeigt, dass von der Ressource Umwelt positive externe Effekte

ausgehen. Doch es gibt nicht nur natürliche, sondern auch von Menschenhand geschaffene Amenities (BLÖCHLIGER, 1994), wie die Pflege der Kulturlandschaft, die ein nicht über den Markt entgoltenes Koppelprodukt der landwirtschaftlichen Produktion darstellt und damit als positiver externer Effekt anzusehen ist. Koppelprodukte der Landwirtschaft können aber auch negative externe Effekte darstellen, wie z.B. die Nitratbelastung des Grundwassers. Liegen externe Effekte vor, können diese zu einer Fehlallokation der Ressourcen und damit zu einem Marktversagen führen. Das Marktgleichgewicht, das sich einstellt, ist nicht pareto-optimal und somit könnte u. U. die gesellschaftliche Wohlfahrt erhöht werden.

Durch eine Internalisierung der externen Effekte kann jedoch ein Wohlfahrtsoptimum erreicht werden, weil die Verursacher externer Effekte die zusätzlichen Kosten bzw. Erträge bei ihrer Entscheidung berücksichtigen und die externen Effekte im optimalen Umfang bereitstellen. Um die Internalisierung zu erreichen, stehen dem Staat umweltpolitische Instrumente zur Verfügung, die dem Verursacher- oder dem Gemeinlastprinzip zugeordnet werden können (WICKE, 1991). FRITSCH ET AL. (1996) zeigen drei Instrumente, die das Verursacherprinzip umsetzen. Neben dem klassischen Instrument der 1. Ge- und Verbote gibt es die Möglichkeit, 2. Steuern einzuführen, die auf die Überlegungen von PIGOU (1920) zurückgehen. Eine weitere Möglichkeit besteht in der 3. Verhandlungslösung, die von COASE (1960) entwickelt wurde und als ökonomische Optimallösung angesehen wird, allerdings nur in Ausnahmefällen Anwendung findet, da die damit verbundenen Transaktionskosten i. d. R. sehr hoch sind.⁴ Das Gemeinlastprinzip kann in zwei Fällen zur Anwendung kommen. Entweder wenn der Verursacher nicht in der Lage ist, die Kosten, die durch Internalisierung entstehen, alleine zu tragen, wie es z.B. in der Atomenergie zu beobachten ist, oder wenn Umweltgüter erstellt werden, deren Produktion von der Gesellschaft erwünscht wird.

Alle vorgestellten Instrumente implizieren eine Zuweisung impliziter Eigentumsrechte. HODGE (2000) zeigt, wie der Staat die Verfügungsrechte implizit zuteilen kann (siehe Abbildung 3.2). Die Kategorie auf der linken Seite zeigt das Verfehlen der erforderlichen Umweltstandards, in diesem Fall gilt das Verursacherprinzip⁵. Dieses Prinzip besagt, dass ein Verschmutzer für die notwendigen Aktivitäten, den Umweltschaden zu reduzieren, die Kosten tragen soll (OECD, 1996). Dies impliziert, dass die Gesellschaft die impliziten

⁴Auf die Diskussion, welche Instrumente als effizient zu beurteilen sind, wird in dieser Arbeit nicht eingegangen, der Leser kann diese z.B. bei WICKE (1991) verfolgen.

⁵Polluter Pays Principle

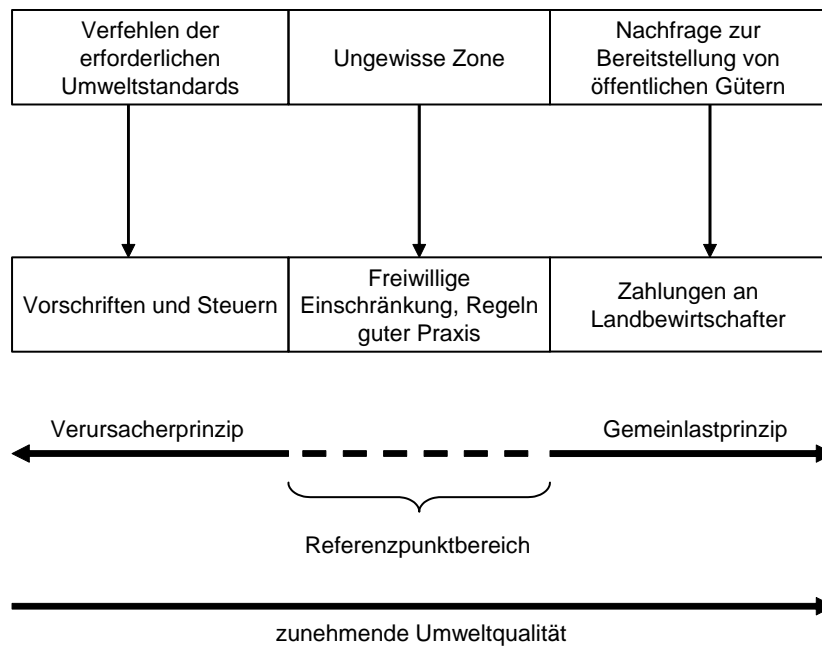


Abbildung 3.2: Ziele und Vorgehensweise beim Umweltmanagement
Quelle: verändert nach HODGE (2000)

Eigentumsrechte an der Umwelt hat.

Die Kategorie auf der rechten Seite ist für den Fall, dass von Seiten der Gesellschaft eine Nachfrage nach Umweltleistungen besteht, die über das Maß der im Rahmen des Verursacherprinzips zumutbaren Leistungen hinausgeht. In diesem Fall sollte der Landbewirtschaftler gemäß des Gemeinlastprinzips⁶ Vergütungen für seine Aktivitäten erhalten.

Die mittlere Kategorie ist nicht so eindeutig einzugrenzen. Sie zeigt den Bereich zwischen der Erfüllung der Umweltstandards und der Erbringung von zusätzlichen Umweltleistungen. Diese Kategorie deckt sich mit der im Deutschen gebräuchlichen Bezeichnung der „guten fachlichen Praxis“.

Aus eigentumsrechtlicher Sicht kann die Einteilung der Umweltwirkungen wie in Abbildung 3.2 erfolgen. Werden die gesetzlich festgelegten Regeln guter fachlicher Praxis nicht eingehalten, handelt es sich um negative Umweltwirkungen, die die Landwirte auf eigene Rechnung reduzieren sollten. Stellen sie hingegen öffentliche Güter her, die im

⁶Wie beim Nutznießerprinzip (beneficiary-pays-principle) entschädigen beim Gemeinlastprinzip (Provider Gets Principle) die Begünstigten die Vermeider. Während beim Nutznießerprinzip eine spezielle Gruppe von Nutznießern Zahler ist, muss beim Gemeinlastprinzip die Gemeinschaft dafür aufkommen (CANSIER, 1996).

Zuge von Agrarumweltprogrammen o.ä. nachgefragt werden, handelt es sich um positive Umweltwirkungen, die vermehrt produziert werden sollten.

Direkte Umweltwirkungen sind in der Realität jedoch oftmals nicht quantifizierbar, da z.B. die Verschmutzungen erst lange Zeit nach der Verursachung sichtbar werden oder sie sich nicht einzelnen Verursachern zuordnen lassen, weil sie auf diffuse Verschmutzungsquellen zurückgeführt werden können. Um dennoch die Wirkungen abschätzen zu können, werden Sekundärgrößen, sogenannte Umweltindikatoren, zur Hilfe genommen. Eine direkte Übereinstimmung zwischen Umweltwirkungen und Umweltindikatoren ist nicht gegeben, weil einerseits ein einzelner Umweltindikator für ein ganzes Bündel Umweltwirkungen stehen kann und andererseits eine bestimmte Umweltwirkung durch mehrere (verschiedene) Umweltindikatoren abgeschätzt werden kann.

Nitratbelastung des Grundwassers

Im Folgenden wird am Beispiel der Grundwasserbelastung mit Nitrat gezeigt, wie diese Umweltwirkung aus stofflicher, ökonomischer und eigentumsrechtlicher Sicht zu beurteilen ist und welche Schwierigkeiten bei der Beurteilung auftreten.

Ausgangspunkt für die Belastung des Grundwassers mit Nitrat ist die Ausbringung stickstoffhaltiger Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Werden die ausgebrachten Nährstoffe nicht vollständig von den Pflanzen aufgenommen, kann Nitrat durch Sickerwasser ausgewaschen werden und im Boden versickern (W).⁷ Abhängig von der Bodenart kann die Nitratfracht verringert werden, doch reichen die Selbstreinigungskräfte der Natur (A) oftmals nicht aus, um die Verunreinigung des Grundwassers zu verhindern. Als Folge einer Nitratauswaschung, die größer ist als die Selbstreinigungskräfte ($W > A$), gelangt überschüssiges Nitrat ins Grundwasser und kann zu einer Überschreitung des Grenzwerts führen, womit das Grundwasser nicht mehr als Trinkwasser nutzbar ist.

Abbildung 3.3 zeigt, wie die stoffliche, ökonomische und eigentumsrechtliche Abgrenzung zwischen positiven und negativen Wirkungen vorgenommen werden kann.

In stofflicher Hinsicht ist eine negative Umweltwirkung präsent, wenn eine Belastung des Grundwassers resultiert. Dies kann bereits bei einer Belastung mit Überschreitung der (Nullbelastung) von 0 mg Nitrat geschehen, denn nur solange die Flächen so bewirtschaftet werden, dass kein Nitrat ausgewaschen wird ($S=0$), tritt die Umweltwirkung „Verunreinigung des Grundwassers“ nicht auf.

⁷Dieses entspricht einer Produktion von Abfallstoffen gemäß der Abbildung 3.1.

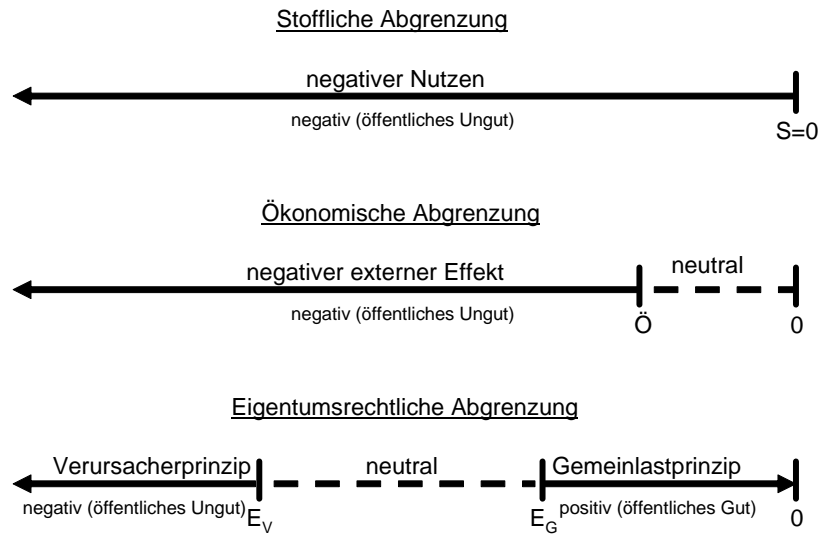


Abbildung 3.3: Stoffliche, ökonomische und eigentumsrechtliche Abgrenzung
Quelle: eigene Darstellung

Die ökonomische Betrachtung kommt zu einem anderen Ergebnis. Eine Verunreinigung des Grundwassers liegt vor, wenn die Selbstreinigungskräfte der Natur (A) nicht in der Lage sind, die Nitratauswaschung (W) zu beheben. Dies kann dazu führen, dass Trinkwasser aufbereitet werden muss oder gar nicht mehr als Trinkwasser verwendet werden kann. Es entstehen Kosten durch die Verunreinigung, die nicht der Verursacher, sondern die Gesellschaft trägt. Somit verursachen Landwirte externe Kosten, die gleichzusetzen sind mit negativen externen Effekten. Es ist jedoch vorstellbar, dass eine geringe Belastung des Grundwassers keine Aufbereitung erfordert, da nicht mit gesundheitsbeeinträchtigenden Auswirkungen zu rechnen ist (neutraler Bereich), also externe Effekte erst bei Überschreitung von Grenzwerten (\ddot{O}) auftreten. Somit sind aus ökonomischer Sicht unerwünschte Umweltwirkungen links von \ddot{O} anzutreffen. Dies liegt immer im Bereich oberhalb von Null.

Aus eigentumsrechtlicher Sicht werden Umweltwirkungen durch die Zuteilung von Verfügungsrechten festgelegt. Der Referenzpunkt wird durch die EU-NITRATRICHTLINIE (1991) mit einem Grenzwert von 50 mg Nitrat pro Liter Grundwasser festgelegt, die Umsetzung der Richtlinie erfolgt über die Düngeverordnung⁸. Die Einhaltung der Verordnung stellt die gute fachliche Praxis dar, bei Überschreitung gilt das Verursacher-

⁸Bundesgesetzblatt Teil I vom 6. Februar 1996, Seite 118, zuletzt geändert durch Verordnung vom 14. Februar 2003 (Bundesgesetzblatt I Seite 235).

prinzip (links von E_V). WICKE (1991) zeigt, dass auf der anderen Seite (rechts von E_G) das Gemeinlastprinzip⁹ gelten kann. So wird bspw. in einigen Bundesländern ein Wassereutnahmeentgelt erhoben, das auch als Wasserpfennig bezeichnet wird. In diesem Fall müssen die Wasserbezieher, Nutznießer einer geringen Nitratbelastung des Grundwassers sind, einen höheren Preis dafür zahlen, dass die Landwirte ihre Düngung reduzieren oder einstellen. Dieses Instrument ist dem Nutznießerprinzip zuzuordnen, weil die Gruppe der Nutznießer, die das Entgelt zu zahlen haben, eindeutig durch die Wasserbezieher eingegrenzt werden kann. Wird den Landwirten von staatlicher Seite eine Subvention gezahlt, ist die Maßnahme dem Gemeinlastprinzip zuzuordnen. Auf der linken Seite, auf der das Verursacherprinzip angewendet wird, liegt eine negative Umweltwirkung vor, die auch als öffentliches Ungut bezeichnet werden kann, auf der rechten Seite, auf der das Gemeinlastprinzip angewendet wird, liegt eine positive Umweltwirkung vor (öffentliches Gut). Je mehr öffentliche Ungüter „produziert“ werden, desto größer ist der Schaden für die Gesellschaft, analog gilt, je mehr öffentliche Güter erstellt werden, desto höher ist der Nutzen für die Gesellschaft. In Wasserschutzgebieten, die direkt zur Trinkwassergewinnung dienen, unterscheiden sich die Eigentumsgrenzen von den allgemein gültigen Eigentumsgrenzen. Die Schutzgebietsverordnung legt den Punkt E_V rechts von dem in der Abbildung eingetragenen Punkt fest. Unter Umständen kann E_V sogar rechts von dem dort eingezeichneten Punkt E_G liegen. Das bedeutet, dass Landwirte in Schutzgebieten scharfe Auflagen entschädigungslos hinnehmen müssen.

Die Umweltwirkung „Nitratbelastung des Grundwassers“ ist allerdings nur schwer direkt bestimmten Verursachern zuzuordnen. Grundwasserareale reichen über die Strukturen einzelner landwirtschaftlicher Flächen hinaus, so dass aufgrund diffuser Verschmutzungsquellen die Verursacher nicht zu bestimmen sind, zumal die Bestimmung der Nitratfracht sehr aufwändig ist. Die Düngeverordnung legt Ausbringungsmengen, -zeiträume und -formen fest, darüber hinaus schreibt sie vor, dass Betriebsalden für die wichtigsten Nährstoffe erstellt werden. Ebenso ist zu beachten, dass die Wirkungen, die von der Stickstoffdüngung ausgehen, nicht nur das Grundwasser, sondern auch Oberflächengewässer und die Atmosphäre durch gasförmige Emissionen betreffen. Wie Untersuchungen gezeigt haben, ist der Stickstoffsaldo eine geeignete Größe, um die Nitratfracht abschätzen zu können¹⁰, deshalb können Aussagen bezüglich der Abgrenzung positiver und

⁹WICKE (1991) bezeichnet das Gemeinlastprinzip auch als Geschädigtenprinzip.

¹⁰In den folgenden Abschnitten werden die Stickstoffproblematik und die Aussagefähigkeit des N-Saldos näher betrachtet.

negativer Umweltwirkungen auf den Agrarumweltindikator N-Saldo übertragen werden. Dieser Abschnitt hat gezeigt, dass es zur Abgrenzung positiver und negativer Umweltwirkungen drei unterschiedliche Möglichkeiten gibt, die auch zu unterschiedlichen Abgrenzungspunkten gelangen. Die Abgrenzungen sind bedeutsam, wenn in Kapitel 4 Umweltwirkungen in der Effizienzanalyse modelliert werden sollen.

3.2 Bedeutendste Umweltwirkungen der Landwirtschaft

In diesem Abschnitt sollen die bedeutendsten Umweltwirkungen der Landwirtschaft gegliedert nach Umweltmedien vorgestellt werden. Bei der gesamten Betrachtung der Umweltwirkungen muss beachtet werden, dass es sich bei der Natur um ein komplexes System handelt, in dem es zahlreiche Wechselwirkungen gibt. Da es sich in dieser Arbeit nicht um eine Beschreibung des Ökosystems, sondern um eine ökonomische Betrachtung handelt, sind die beschriebenen Wirkungen auf ein Maß reduziert, das für die nachfolgende Bewertung ausreichen soll. Somit werden nicht alle Wirkungszusammenhänge beschrieben. Die Beschreibung einzelner Effekte gestaltet sich dabei zum Teil schwierig, da nicht immer zwischen den einzelnen Faktoren getrennt werden kann. Die Ausführungen beziehen sich vor allem auf die Erkenntnisse des DFG-Sonderforschungsbereichs 183 (Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften), die von ZEDDIES (1995) zusammengefasst wurden, sowie auf Literatur zu Umweltindikatoren (PIORR und WERNER (1998), CHRISTEN und O'HALLORAN-WIETHOLZ (2002)) und auf Standardwerke zum Gewässerschutz (FREDE und DABBERT, 1999) sowie der Bodenkunde (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2002). Diese Literaturquellen werden daher auch denjenigen Lesern empfohlen, die tiefere Einblicke in den Bereich der Umweltwirkungen der Landwirtschaft erhalten möchten.

3.2.1 Landschafts- und Artenvielfalt

Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass Landwirtschaft und natürliche Umwelt miteinander in einer komplementären Beziehung stehen. Die Landwirtschaft nutzt große Teile der Landschaft als Produktionsmittel und überführt Landschaften dabei zwangsläufig in Kulturlandschaften (ZEDDIES, 1995). DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985) hat herausgestellt, dass die Agrarlandschaft eine gegenüber der Naturlandschaft an Pflanzen- und Tierarten, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen

bereicherte Landschaft sei und dass diese Bereicherung die ländliche Kulturlandschaft von der Naturlandschaft unterscheide und ihre Wertschätzung durch die Bevölkerung begründe. Das Landschaftsbild wird geprägt durch Landschaftselemente wie Hügel, Bäume und Gewässer sowie die Art der Nutzung als Grünland, Ackerland oder Brachfläche und bietet damit den Lebensraum für viele Pflanzen- und Tierarten. Die Landwirtschaft trägt nicht nur durch die Nutzung der Flächen zum Landschaftsbild bei, sondern auch durch den Umgang mit Landschaftselementen. So werden z.B. Knicks zur Erhaltung und Aufwertung des Landschaftsbildes gepflegt. Es ist jedoch sehr schwierig, messbare Größen zu bestimmen, die die Güte des Landschaftsbildes quantifizieren können, schon allein aus dem Grund, dass unterschiedliche Ansichten und Maßstäbe gelten.

Allgemein erwünscht ist, die Vielfalt der Tiere und Pflanzen zu erhalten. Die Landwirtschaft kann einen Beitrag dazu leisten, indem sie viele verschiedene Kulturarten anbaut. Hohe Erträge der angebauten Kulturfrucht werden jedoch z.B. nur erreicht, wenn sie sich auf der gesamten Fläche gegen Unkräuter durchsetzen kann.

Durch den Anbau weniger Kulturarten und Meliorationsmaßnahmen wie Entwässerung und Flächenzusammenlegung kann die landschaftliche Vielfalt verringert werden. Zudem können diese Maßnahmen, wie z.B. die Intensivierung und Entwässerung von Mooren zu einer Erhöhung der Mineralisationsrate der organischen Substanz und damit zu einer Freisetzung von Kohlenstoffdioxid und einer Verlagerung der Nährstoffe in Grund- und Oberflächengewässer führen.

3.2.2 Boden

Der Boden stellt den zentralen Produktionsfaktor der Landwirtschaft dar. Eine Zerstörung der natürlichen Merkmale des Bodens durch menschliche und natürliche Einflüsse, die als Bodendegradation bezeichnet wird, kann durch mehrere Faktoren verursacht werden. Dazu zählen Erosion, Versauerung, Versalzung und Sodaanreicherung, Akkumulation toxischer Elemente, Mangel an Pflanzennährstoffen, Verminderung der Menge organischen Materials im Boden, Bodenverdichtung und Krustenbildung sowie Überschwemmungen (WILD, 1995). Von den genannten Faktoren werden der Erosion und der Versauerung die größte Bedeutung zugemessen. Auch wenn erst natürliche Einflüsse zur Bodendegradation führen, werden sie oftmals durch menschliches Handeln begünstigt. Dieses Handeln ist in vielen Fällen auf die Landwirtschaft zurückzuführen.

In der Fachliteratur werden drei Formen der Erosion angesprochen. Neben Wasser- und

Winderosion kommt es auch zur Bearbeitungserosion.

Bei unbedecktem Boden kann Niederschlag dazu führen, dass die Bodenaggregate zerschlagen werden und daraufhin die Bodenoberfläche verschlämmt. Die Folge ist eine geringere Versickerung des Wassers in den Boden. Das Wasser fließt vermehrt oberflächlich ab und trägt dabei Boden, Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel ab (FREDE und DABBERT, 1999). Vor allem für Schluff- und feinsandreiche Böden ist eine Gefährdung durch *Wassererosion* gegeben, die besonders durch eine Hangneigung infolge erhöhter Ablöse- und Transportkräfte begünstigt werden kann.

Durch *Winderosion* werden ebenfalls Bodenbestandteile abgetragen. Besonders Sandböden sind aufgrund der sich bildenden trockenen Oberflächenschicht winderosionsgefährdet. Durch Windschutzpflanzungen, wie Hecken und Raine und Maßnahmen der Bodenbearbeitung (Mulchsaat, Direktsaat) kann die Erosionsgefahr verringert werden. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (2002) sprechen zusätzlich noch eine dritte Form der Erosion an, nämlich die *Bearbeitungserosion*. Diese Form der Erosion tritt nur bei geneigten Flächen auf. Durch die Bearbeitung werden Bodenbestandteile hangabwärts verlagert. So dass die Erosion besonders am oberen Feldrand deutlich wird, von der der Oberboden abgetragen wird. Von dieser Form der Erosion geht allerdings kein Nettoverlust aus.

Aus Gewässerschutzsicht ist die Wassererosion die Form der Erosion, von der die größte Gefahr ausgeht, da hier neben dem Bodenabtrag zusätzlich Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel mitbefördert werden und die Gewässer belasten. Auch PIORR und WERNER (1998) betonen, dass durch die Erosion neben dem Verlust des Oberbodenmaterials auf der betroffenen Fläche, auch eine Gefährdung anderer Naturräume durch die Nährstoffe Stickstoff und Phosphat sowie Pflanzenschutzmittel resultieren.

Einer Erosion kann am besten durch eine geeignete Fruchtfolge entgegen gewirkt werden, denn diese beeinflusst die Erosionsgefahr insbesondere über die Zeitspanne und die Dichte der Bodenbedeckung. Die Art der Bodenbearbeitung hat dabei ebenfalls einen entscheidenden Einfluss, denn durch Mulch- und Direktsaat ist der Boden das ganze Jahr über mit Pflanzenmaterial bedeckt. Idealen Schutz vor Erosion bietet die Dauerbegrünung durch Wald und Grünland.

Die Bodenfruchtbarkeit bzw. der Versorgungszustand des Bodens kann mit Hilfe einiger Parameter bestimmt werden. Neben der Nährstoffversorgung kommt insbesondere dem Humusgehalt eine wichtige Bedeutung zu. Eine nachhaltige Bewirtschaftung, die die Bodenfruchtbarkeit erhält, zeichnet sich durch einen Erhalt der organischen Bodensubstanz

(Humus) aus. Darüber hinaus ist die organische Substanz eine wichtige Senke oder Quelle für Kohlenstoff und Stickstoff und kann damit zumindest indirekt zu Luftbelastungen beitragen (CHRISTEN und O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002). Es kann zwischen humusmehrenden und humuszehrenden Kulturarten unterschieden werden. Insbesondere ein intensiver Anbau humuszehrender Kulturarten (Mais, Getreide mit Strohabfuhr oder Zuckerrüben mit Blattabfuhr) führt zu einer Reduzierung der organischen Substanz. CHRISTEN und O'HALLORAN-WIETHOLZ (2002) beschreiben, dass eine Festlegung von absoluten Grenzwerten nicht möglich ist.

Auch eine Versauerung des Bodens (Bodenacidität) kann das Pflanzenwachstum hemmen. Böden humider Klimate versauern im Laufe ihrer Entwicklung. Dieser Prozess kann durch Landbewirtschaftung und durch sauren Regen verstärkt werden. Durch Kalkung kann die Versauerung ausgeglichen werden.

3.2.3 Wasser

Nährstoffüberschüsse sind problematisch, da nur ein Teil im Boden gespeichert werden kann und überschüssige Mengen durch Ausgasung oder Auswaschung in die Umwelt freigesetzt werden. Aber auch eine andauernde Unterversorgung mit Nährstoffen hat negative Auswirkungen, denn sie kann zu Humusabbau und einer Verringerung der Bodenfruchtbarkeit führen. Aus ökologischer Sicht wird deshalb eine ausgeglichene Nährstoffbilanz angestrebt (BERGSCHMIDT, 2004).

Nährstoffeinträge der Landwirtschaft in die Gewässer sind aus vielerlei Hinsicht folgenreich. Während zum einen direkte Beeinflussungen der Gesundheit des Menschen wie z.B. durch eine Verringerung der Trinkwasserqualität resultieren können, sind zum anderen ökologische Folgen durch Eutrophierung, Abnahme der Artenvielfalt, Artensterben nach Algenblüten, Verdrängung empfindlicher Gewässerorganismen und toxische Effekte bei erhöhten Ammonium-/ Ammoniakgehalten möglich (UMWELTBUNDESAMT, 2006). Dabei stellen Stickstoff- und Phosphorverbindungen die wichtigsten Nährstoffeinträge dar. Kaliumeinträge sind bundesweit kein wasserwirtschaftliches Problem, regional werden jedoch Grenzwertüberschreitungen nach der Trinkwasserverordnung verursacht (FREDE und DABBERT, 1999). Des Weiteren weisen FREDE und DABBERT (1999) darauf hin, dass die von vielen gesellschaftlichen Interessengruppen und Institutionen geforderte Notwendigkeit, die Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft zu senken, ein erreichbares Ziel darstelle.

Der Anteil der Landwirtschaft an diffusen Nährstoffeinträgen in die Gewässer wird in Deutschland bei P-Einträgen auf 89% und bei N-Einträgen auf 67% geschätzt (MOHAUPT ET AL. (1996), VDLUFA (2002)). Eine frühere Untersuchung von WERNER und OLFS (1990) misst die Nährstoffbelastung der Fließgewässer in den alten Bundesländern. Danach stammen ca. 46% der Gesamtbelastung an Stickstoffeinträgen und 42% der Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft.

Während für Grundwasser die Nitratbelastung die größte Gefährdung darstellt, ist für Oberflächengewässer die Phosphorbelastung die Gefahrenquelle, da sie insbesondere im Süßwasser die Eutrophierung begünstigt. Hier kommt vor allem der im vorherigen Abschnitt beschriebenen Erosion eine hohe Bedeutung zu. Die Löslichkeit ist von der Form des Phosphors abhängig. Organisch gebundener Phosphor ist stärker löslich als mineralischer Phosphatdünger.

Phosphor ist in der Regel der begrenzende Nährstoff in Oberflächengewässern. Durch eine Zunahme der Phosphorkonzentration kann deshalb ein massives Algenwachstum beginnen, dass zu einer Lichtundurchlässigkeit des Wassers führt. Infolgedessen kommt es zu einem Absterben von Algen und dem Absinken der toten Biomasse auf den Grund. Die anschließende bakterielle Umsetzung führt zu einem Sauerstoffmangel, der zu einem „Umkippen“ des Gewässers, also einem Absterben von Flora und Fauna führen kann (FREDE und DABBERT, 1999).

Die Höhe der Nährstoffverluste ist abhängig von der Nährstoffspeicherfähigkeit des Bodens, der Höhe der Nährstoffgehalte, der Wasserspeicherfähigkeit, der Vegetation und der Höhe der Niederschläge. Die Auswaschungsverluste können durch Lysimeteruntersuchungen oder Dränabflüsse ermittelt werden, stellen jedoch lediglich Näherungswerte dar.

Doch auch von Pflanzenschutzmitteln gehen Gefährdungen für Oberflächengewässer und Grundwasser aus. Pflanzenschutzmittel werden eingesetzt, um Populationen schädlicher Organismen zu verkleinern. Es werden die drei Gruppen Insektizide, Herbizide und Fungizide unterschieden, sie dienen der Bekämpfung von tierischen Schädlingen, Unkräutern und Pilzkrankheiten, die den Ertrag landwirtschaftlicher Nutzpflanzen mindern würden (WILD, 1995). Eine Beeinträchtigung der Gewässer durch synthetische Pflanzenschutzmittel ist im Gegensatz zu den Nährstoffen allein auf menschliches Handeln zurückzuführen. Da die Wirkstoffe sehr heterogen sind, also gänzlich unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften haben, lassen sich Aussagen nur schwer verallgemeinern. Zum Schutz der Gewässer werden Pflanzenschutzmittel vor Zulassung hinsichtlich

der Wirkung der Wirkstoffe und ihrer Abbauprodukte ökotoxikologisch beurteilt. Der Gesetzgeber hat hier unter Vorsorgegesichtspunkten strenge Grenzwerte festgelegt. Aufgrund der Heterogenität der Pflanzenschutzmittel ist es aber kaum möglich, die Herkunft dieser festzulegen, zumal sich die Eintragsmengen in Gewässern derzeit nicht exakt quantifizieren lassen.

Nicht nur Gewässer werden durch Pflanzenschutzmittel beeinträchtigt, es können auch Rückstände in Lebensmitteln enthalten sein, die die Gesundheit der Verbraucher gefährden können. Im Untersuchungsjahr 2002 sind in der Bundesrepublik Deutschland 8738 Lebensmittelproben auf Rückstände untersucht worden. In 45,7% der Proben konnten keine quantifizierten Rückstände festgestellt werden, 47% der Proben enthielten Rückstände unterhalb der festgelegten Grenzwerte und 7,3% der Proben enthielten Rückstände mit Gehalten oberhalb der Grenzwerte (BMVEL, 2005a).

3.2.4 Atmosphäre und Energie

Die Landwirtschaft trägt nicht unerheblich zur allgemeinen Luftverschmutzung bei. So berichtet ISERMANN (1994), dass Ammoniakemissionen, die bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und der Applikation mineralischer N-Düngemittel entstehen, weltweit zu mehr als 80% aus Viehhaltungen stammen und damit über 90% der gesamten Ammoniakemissionen ausmachen. Die Umweltrelevanz der Ammoniakemissionen ergibt sich aus der Einwirkung von Ammoniak und dessen Folgeprodukten (NH_4 -Produkte, Nitrat) auf naturnahe terrestrische und aquatische Ökosysteme. Nach ihrer Deposition tragen diese Verbindungen zur Eutrophierung der Gewässer bei (ZEDDIES, 1995).

Aber auch die Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft in Form von Methan- und Lachgasemissionen tragen zu 15-17% zur globalen Erwärmung bei (BURDICK, 1991). Als wichtigste Quellen der Methanemissionen sind der Nassreisbau und Feuchtflächen, sowie Wiederkäuer und Biomasseverbrennung zu nennen (SCHÖNWIESE ET AL., 1990). Der Anteil der Landwirtschaft macht zwar nur einen geringen Anteil an den gesamten CO_2 -Emissionen aus, dennoch kommt der Energieeffizienz¹¹ aus Gründen der Luftverschmutzung und Ressourcenschonung eine wichtige Bedeutung zu. Die Erzeugung von CO_2 resultiert im Wesentlichen aus der Verbrennung von Energieträgern. Im Energieein-

¹¹Unter dem Begriff Energieeffizienz wird das Verhältnis der in Form von Produkten abgegebenen zur eingesetzten Energie verstanden. Dieser Effizienzbegriff unterscheidet sich von dem in Kapitel 2 definierten Effizienzbegriff und drückt nur eine partielle Produktivität aus.

satz wird zwischen fossilen und direkten Energieträgern unterschieden. Zu den fossilen Energieträgern zählen in der Landwirtschaft Diesel und Strom, zu den direkten Energieträgern, also den Energieträgern, die durch den Einsatz fossiler Energieträger erzeugt worden sind, zählen Düngemittel, Futtermittel und andere Betriebsmittel wie z.B. Pflanzenschutzmittel, weitere Energieträger sind Investitionsgüter wie Gebäude und Maschinen sowie überbetriebliche Arbeit. Der Anteil des Energieverbrauchs der Landwirtschaft am gesamten nationalen Energieverbrauch beträgt 3,6%, die zu 56% auf direkte und 44% auf indirekte Energieträger entfallen (HAAS, 2005).

Das BMVEL (2005a) hat im „Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft“ die Ergebnisse aus der Messung der Emissionen der Landwirtschaft veröffentlicht. Es wurden in Deutschland für das Jahr 2003 Treibhausgasemissionen von rd. 1018 Mt CO₂-Äquivalent ermittelt (davon rd. 86% CO₂, 7% CH₄ und 6% N₂O). Von den gesamten Emissionen stammte der überwiegende Teil der Emissionen aus dem Energie-Sektor, die Landwirtschaft war an den Emissionen insbesondere bei Methan (CH₄) mit rd. 75% und bei Lachgas (N₂O) mit rd. 63% beteiligt. Absolut gesehen liegen die Emissionen der Landwirtschaft im Jahr 2003 in einer ähnlichen Größenordnung: 55 Mt stammen aus den CO₂-Emissionen, 56 Mt aus den CH₄-Emissionen und 40 Mt aus den N₂O-Emissionen. Genauer aufgeteilt treten sie aus der Wiederkäuerverdauung (CH₄), aus Wirtschaftsdünger (CH₄ und N₂O), aus ackerbaulich genutzten Böden (CO₂ und N₂O) und aus der Nutzung fossiler Energie beim Maschineneinsatz sowie bei der Herstellung von Betriebsmitteln auf. Im Vergleich zu 1990 haben die Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft um insgesamt 16,6% abgenommen. Da die Emissionen der anderen Sektoren noch stärker fielen, nahm der Anteil der Landwirtschaft in allen drei Bereichen zu. Zu nennenswerten Emissionsreduzierungen kam es bei den Methanemissionen aus der Wiederkäuerverdauung (-27%) und dem Wirtschaftsdünger (-15%), bedingt durch eine Reduktion der Tierbestände, den Lachgasemissionen der Böden (-16%), bedingt durch geringere N-Einträge aus Mineral- und Wirtschaftsdünger, und den energiebedingten CO₂-Emissionen (-50%). Tabelle 3.1 bietet einen Überblick über die verschiedenen Emissionsbereiche der Landwirtschaft für die Jahre 1990 und 2003.

Es liegen für den Sektor Land- und Forstwirtschaft in Deutschland keine Gesamtkohlenstoffbilanzen vor, weil die Austauschbeziehungen zwischen den Sektoren vervollständigt werden müssen. Schätzungen besagen jedoch, dass den Emissionen aus der Landwirtschaft von 151 Mt CO₂-Äquivalent „Kohlenstoff-Exporte“ von rd. 46 Mt CO₂ aus der landwirtschaftlichen Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen

Tabelle 3.1: Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft 1990/2003 (in Mt a^{-1} CO₂-Äquivalent)

Emissionsbereich	CO ₂		CH ₄		N ₂ O	
	1990	2003	1990	2003	1990	2003
Wiederkäuerverdauung	-	-	34,3	25,2	-	-
Emissionen aus Bodennutzung	43,6	42,8	-0,7	-0,6	43,9	36,8
Energieemissionen	13,3	6,7	0,3	0,0	0,1	0,1
Emissionen aus N-Düngerherstellung	5,3	5,1	8,8	8,4	0,3	0,3
Summe Emissionen Landwirtschaft	62,2	54,6	69,8	56,1	48,8	40,1
Emissionen aller Sektoren	1022,6	879,1	132,1	75,2	86,4	63,7
Anteil der landw. Emissionen	0,061	0,062	0,528	0,746	0,565	0,630

Quelle: BMVEL (2005a)

sowie rd. 47 Mt aus dem Holzeinschlag und CO₂-Festlegungen von rd. 75 Mt in Biomasse der Wälder gegenüber stehen. Darüber hinaus sind im Boden erhebliche Mengen CO₂ gespeichert (BMVEL, 2005a). In einer Berechnung für den niederländischen Agrarsektor wird ebenfalls auf die methodischen Schwierigkeiten der Messmethoden verwiesen (SIMONS ET AL., 1994). Doch nicht alle fossilen Brennstoffe führen zu den gleichen Emissionsbelastungen durch CO₂, denn je nachdem welcher Brennstoff eingesetzt wurde, schwankt die Belastung. Die Umrechnung erfolgt mit unterschiedlichen Koeffizienten. Die CO₂-Produktion reicht von 56 kg CO₂/Gigajoule (GJ) für Gas über 73 kg CO₂/GJ für Diesel bis 104 kg CO₂/GJ für Holz. Besondere Schwierigkeiten treten bei der Berechnung der indirekten Emissionen auf, da die Emissionen, die zur Herstellung zugekaufter Komponenten freigesetzt wurden, geschätzt werden müssen.

Laut COLE ET AL. (1997) ist vom gesamten Reduktionspotenzial für Treibhausgase der Landwirtschaft das Reduktionspotenzial für CO₂ weitaus größer als das von CH₄ und N₂O. Eine Verringerung der CO₂-Belastung kann vor allem durch eine effizientere Nutzung der Energie erreicht werden.

3.3 Agrarumweltindikatoren zur Messung von Umweltwirkungen

In Abschnitt 3.1 wurde dargestellt, dass große Probleme bestehen, Umweltwirkungen zu messen und verursachergerecht zuzuordnen. Dieses ist u.a. darauf zurückzuführen, dass Umweltwirkungen diffusen Quellen entstammen und der Messaufwand unverhältnismä-

ßig hoch wäre. Sollen die Umweltwirkungen verändert werden, müssen die Ursachen bekannt sein, die zu diesen Umweltwirkungen führen. Die Ursache-Wirkungsbeziehungen sind jedoch nicht immer eindeutig, wie im Folgenden gezeigt wird. Denn einerseits können einzelne Ursachen zu verschiedenen Umweltwirkungen beitragen, die sogar unterschiedlichen Umweltmedien zugeordnet werden können. So wurde z.B. gezeigt, dass Stickstoff nicht nur in Form von Nitratauswaschungen ein Umweltgefährdungspotenzial für Gewässer darstellt, sondern auch in Form von Ammoniak und Lachgas für die Atmosphäre. Andererseits können einzelne Umweltwirkungen auf mehrere Ursachen, bzw. auf das Zusammenwirken mehrerer Ursachen zurückzuführen sein, hier kann das Beispiel der Eutrophierung von Oberflächengewässern genannt werden. Diese tritt erst ein, wenn sowohl eine Anreicherung mit Stickstoff als auch Phosphor stattgefunden hat. Darüber hinaus können nicht-lineare Zusammenhänge und nicht-homogene Auswirkungen vermutet werden. So kann bspw. ein Phosphorüberschuss je nach Versorgungsstufe des Bodens eine Nährstoffunterversorgung verringern oder aber zu einer Phosphorauswaschung führen, also in einem Fall positiv, im anderen Fall negativ zu beurteilen sein.

Mit Hilfe von sogenannten Agrarumweltindikatoren lassen sich die Ursachen, die zu Umweltwirkungen führen, abschätzen. Ihre Entwicklung wurde von vielen Seiten vorangetrieben. Dabei kommt den von der OECD erarbeiteten Agrarumweltindikatoren eine Pionierrolle zu (WETTERICH, 2003). Insbesondere die Entwicklung des Driving forces, State, Response (DSR) frameworks (OECD, 2001) hat den Prozess einer Konsensfindung innerhalb der OECD sehr erleichtert. Dieses Rahmenwerk ermöglicht jedoch nicht, jegliche Umweltwirkungen der Landwirtschaft zu ermitteln, sondern ist lediglich als Rahmen gedacht. Um detaillierte Analysen durchzuführen, ist es daher notwendig, eine regionstypische Spezifizierung vorzunehmen. D.h., dass spezielle Umweltwirkungen in bestimmten Naturräumen einen besonderen Einfluss haben können, während sie in anderen kaum eine Rolle spielen. So ist z.B. ein hoher Wasserverbrauch in Gebieten mit hoher Wasserknappheit kritischer zu beurteilen als in anderen Gebieten. Deshalb wird in Indikatorensets, die im Nordeuropäischen Raum entwickelt und angewendet werden, der Wasserverbrauch nicht miterfasst.

In diesem Abschnitt werden einige Ursachen für Umweltwirkungen genannt und Agrarumweltindikatoren zur Messung vorgeschlagen. Auf die Frage, welche Agrarumweltindikatoren die wichtigsten sind, kann in der Literatur keine einheitliche Antwort gefunden werden. Auch Expertenbefragungen, wie sie z.B. von VON MÜNCHHAUSEN und NIEBERG (1997) durchgeführt wurden, ergaben keine eindeutigen Ergebnisse. Bei den hier

vorgestellten Agrarumweltindikatoren handelt es sich daher nur um eine Auswahl von Indikatoren, die wichtige Ursachen widerspiegeln sollen, welche in großem Maße zu den bedeutendsten Umweltwirkungen der Landwirtschaft in allen vier Umweltmedien beitragen. Die Indikatoren werden, wenn es die Datenverfügbarkeit zulässt, im empirischen Teil der Arbeit (siehe Kapitel 5) verwendet.

PIORR und WERNER (1998) nennen als wichtigste Umweltindikatoren gegliedert nach Umweltmedien:

- Bereich Boden: Erosion, Humus, mikrobielle Aktivität,
- Bereich Wasser: Nitrat,
- Bereich Atmosphäre und Energie: NH_3 , Energie, CO_2 , N_2O , CH_4 ,
- Bereich Natur: Biodiversität.

Aufgrund verschiedener Verwendungsmöglichkeiten von Agrarumweltindikatoren kann grundsätzlich zwischen nationalen bzw. regionalen Indikatoren (siehe z.B. BERGSCHMIDT, 2004) und einzelbetrieblichen Indikatoren (siehe z.B. ECKERT ET AL. (1999) oder HÜLSBERGEN und DIEPENBROCK (1997)) unterschieden werden.

Indikatoren dienen lediglich als Hilfsgrößen, um die Umweltwirkungen abschätzen zu können; denn bspw. die Kenntnis der Stickstoff-Überschüsse dient nur zur Abschätzung der Folgen des Handelns. Wie hoch die tatsächlichen Stickstofffrachten ins Grundwasser sind und welche Auswirkungen diese Stickstofffrachten auf die Wasserqualität und damit auf die Gesundheit der Menschen, aber auch Pflanzen und Tiere haben, ist damit nicht beantwortet. Dieses gilt auch für die anderen Indikatoren. Mit einem höheren Messaufwand, wie z.B. der Bestimmung der Nitratfrachten mittels Saugkerzen, können die Umweltwirkungen genauer abgeschätzt werden. Die Kosten für solch eine Maßnahme sind jedoch sehr hoch, so dass dieser Messaufwand nur zu Versuchszwecken vertreten werden kann.

Im Folgenden werden die in der empirischen Analyse verwendeten Agrarumweltindikatoren vorgestellt. Die Auswahl erfolgte anhand der in den Datensätzen enthaltenen Variablen. Im Einzelnen handelt es sich um den Stickstoffsaldo, Phosphorsaldo, Produktion und Verbrauch von Energie sowie die Kulturartendiversität. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass andere Indikatoren nicht weniger bedeutungsvoll sind.

3.3.1 Stickstoffsaldo

Stickstoff (N) nimmt in der Pflanzenproduktion unter den Nährstoffen eine besondere Stellung ein. Dieses hat verschiedene Gründe: Der N-Gehalt der Ausgangsgesteine der Böden ist sehr gering, der Stickstoff unterliegt im Boden vielfachen Umwandlungen, er bestimmt meist am stärksten den Ertrag, er kann zur Eutrophierung von Oberflächengewässern beitragen und Qualitätsprobleme bei Grundwasser für Trinkwasserzwecke verursachen. Außerdem stehen gasförmige N-Verbindungen mit der Atmosphäre im Austausch und haben damit Einfluss auf den Treibhauseffekt.

Stickstoff ist aber nicht nur für das Pflanzenwachstum erforderlich, sondern ist auch in Form des Eiweißes ein wichtiger Bestandteil in der Ernährung des Menschen, sowohl als Inhaltsstoff in der Pflanze als auch im Tier.

In Form von Nitrat kommt Stickstoff in den meisten Böden vor, dabei lassen sich drei Quellen unterscheiden. Eine Quelle ist der mikrobielle Abbau von organischen Bodenbestandteilen, organischen Düngern sowie Pflanzenresten. Eine zweite Quelle sind die eingesetzten mineralischen Stickstoffdünger, die dem Boden Nitrat zuführen sowie ammoniumhaltige Dünger oder Harnstoff, aus denen die mikrobielle Oxidation NH_4 freisetzt, das ebenfalls zu Nitrat umgewandelt wird. Eine dritte Quelle ist der Eintrag aus der Atmosphäre. Nitratverluste sind unerwünscht, da der Landwirt durch zu hohe Ausgaben für Düngemittel wirtschaftliche Verluste erleiden kann, im Trinkwasser enthaltenes Nitrat ein Gesundheitsrisiko darstellt und das Nitrat zur Eutrophierung von Gewässern beitragen kann (WILD, 1995).

Bei unsachgemäßer Anwendung von N-Düngern und Kraftfuttermitteln ist Stickstoff Quelle für beträchtliche unerwünschte Umweltbelastungen. Stickstoff kann in verschiedenen Formen die Umwelt beeinträchtigen (FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS, 2002). Grundsätzlich kann unterschieden werden zwischen gasförmigen N-Verlusten, welche die Atmosphäre belasten, und flüssigen N-Verlusten, welche die Gewässer belasten. Ca. 50% der Stickstoffüberschüsse gelangt in die Atmosphäre.

Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (2002) treten gasförmige N-Verluste aus dem Boden im Wesentlichen als molekularer Stickstoff (N_2), Distickstoffoxid (Lachgas, N_2O), Stickstoffmonoxid (NO) und Ammoniak (NH_3) auf. Distickstoffoxid-Emissionen N_2O entstehen bei mikrobiellen Prozessen der Denitrifikation und Nitrifikation. Zur vorhergesagten atmosphärischen Erwärmung tragen N_2O mit 6% CH_4 (Methan) mit 16% und CO_2 mit 1% bei.

KOLBE (2000) hat die Einflüsse der Stickstoffbilanzierung auf Landnutzung und Wasserschutz untersucht und dabei die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen zusammengetragen. Er weist daraufhin, dass die N-Überschüsse, die aus dem um die Nitratauswaschung reduzierten Saldo verbleiben, zu etwa 2/3 auf die N₂-Entgasung (inklusive N₂O- und NO_x-N-Anteil) und zu 1/3 auf die NH₃-N-Verluste aufgeteilt werden können. In den Messungen über zehn Jahre hat Kolbe in der konventionellen Landwirtschaft im Mittel einen Saldo von 112 kg N/ha ermittelt.

Mineralischer N-Dünger verursacht neben den beschriebenen direkten Umweltwirkungen auch noch erhebliche Umweltwirkungen bei Produktion und Transport. PIORR und WERNER (1998) beziffern die Energieaufwendung auf 40,4 MJ/kg N und verweisen darauf, dass auch Beeinträchtigungen durch CO₂-Emissionen verursacht werden. Ebenso muss mit einem erheblichen Humusabbau gerechnet werden, wenn der Stickstoffentzug die Stickstoffzufuhr übersteigt, was sich als zusätzliche CO₂-Belastung der Atmosphäre auswirken würde (ZEDDIES, 1995).

Eine Form der Erfassung von Stickstoffüberschüssen ist die Hoftorbilanz. Die Hoftorbilanz erfasst die Stickstoffmengen, die in einen landwirtschaftlichen Betrieb gelangen und stellt sie denjenigen gegenüber, die den Betrieb wieder verlassen. So können Stickstoffmengen in Form von verkauften Marktprodukten wie Kulturpflanzen, Milch, Fleisch, Eier etc. den Betrieb wieder verlassen, aber auch Wirtschaftsdünger kann an andere Betriebe abgegeben werden. Es wird angenommen, dass der Rest als Stickstoffüberschuss auf dem Betrieb verbleibt, in diesem Fall ergibt sich ein positiver N-Saldo. Die Bilanzierung mittels Hoftorbilanz hat für den Landwirt den Vorteil, dass sie gegenüber anderen Bilanzierungsmethoden relativ einfach anzuwenden ist. Durch die Betrachtung des Gesamtbetriebs werden jedoch die Überschüsse nicht auf dem einzelnen Schlag betrachtet, so dass die Überschüsse nur einen Durchschnitt aller Flächen des Betriebs darstellen. Dieses führt zu einer geringeren Aussagefähigkeit des N-Saldos. Ebenso ist aus dem N-Saldo nicht ohne weiteres direkt auf die Nitratauswaschung zu schließen, da der Stickstoff auch in anderer Form entweichen kann. Je nach Düngungszeitpunkt und -form, Höhe und Aufteilung der N-Düngung sowie den klimatischen Verhältnissen kann die Ausbringung zu mehr oder weniger hohen N-Auswaschungen führen. Ebenfalls einen starken Einfluss hat die Niederschlagsverteilung, weil sie maßgeblich die Sickerwassermenge und damit die Konzentration der Nitratauswaschung bestimmt. Somit treten besonders in durchlässigen Sandböden mit hoher Niederschlagsmenge große N-Auswaschungen auf. Die Hauptauswaschung erfolgt im Zeitraum von etwa September bis April. In der Vege-

tationszeit finden hingegen unter mitteleuropäischen Klimaverhältnissen nur selten N-Auswaschungen statt. Stallmist oder Gülle, die im Herbst oder Frühwinter ausgebracht werden, können eine hohe N-Auswaschung verursachen. Außerdem haben Art, Bedeckungsgrad und Bedeckungsdauer sowie Wurzelraumtiefe des Pflanzenbestands einen großen Einfluss auf die Stickstoffauswaschung. Von der Höhe der N-Düngung gehen gleich zwei Effekte aus. Neben der direkten Wirkung auf die Auswaschung geht auch indirekt durch die Erhöhung der Pflanzenerträge und der damit einhergehenden Erhöhung der Ernterückstände eine Zunahme leicht mineralisierbarer organischer N-Verbindungen die Auswaschung begünstigen. Auf Grünlandlandflächen können große Unterschiede zwischen Beweidung und Schnittnutzung entstehen, da bei Beweidung punktuell erhebliche N-Gaben auftreten, die leichter auswaschen können.

Die N-Auswaschung steht in enger Beziehung zur jährlichen Grundwasserneubildung. Eine große Sickerwassermenge verdünnt das ausgewaschene Nitrat, so dass die Nitratkonzentration des Sickerwassers geringer ist als bei einer geringen Sickerwassermenge.¹²

Auch die Bundesregierung nennt den Stickstoffüberschuss als wichtigen Gradmesser für die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft insgesamt. „Ziel ist es, den Stickstoffüberschuss in der Gesamtbilanz, d.h. Überschüsse auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche und im Stall, über die Pfade Luft, Boden und Wasser bis 2010 auf 80 kg/ha zu verringern“ (BUNDESREGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 2002).

Für Stickstoff-Überschüsse können mehrere Faktoren ausschlaggebend sein. Neben der N-Düngung ist die Eiweißfütterung ein wichtiges Merkmal, aber auch Stickstoff, der durch Leguminosen-Feldfrüchte wie Luzerne, Klee, Erbsen und Bohnen fixiert wird, wird zu Nitrat umgesetzt, das mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden kann. Das hohe N-Auswaschungspotenzial von Leguminosen beruht auf der Mineralisierung der ständig absterbenden N-reichen Wurzeln und der geringen N-Aufnahme durch die Pflanzen selbst. Somit sind auch ökologische Bewirtschaftungsweisen, die auf den Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern verzichten, nicht frei von Nitratauswaschungen. In die Berechnung der Stickstoffüberschüsse müssen daher auch Sekundärrohstoffdünger, die atmosphärische Deposition, die biologische N-Fixierung und der über Saat- und Pflanzgut zugeführte Stickstoff berücksichtigt werden (BERGSCHMIDT, 2004).

Der aus N-Bilanzen berechnete N-Überschuss ist ein vermeintlich guter Indikator für die totalen N-Verluste auf Betriebsebene. In Modellberechnungen hat sich gezeigt, dass

¹²Zur Berechnung der Sickerwassermenge siehe z.B. FREDE und DABBERT (1999).

mit Hilfe des N-Überschusses für Milchviehbetriebe auf sandigen Standorten eine gute Vorhersage über die Nitratauswaschungsverluste getroffen werden kann (FRATERS ET AL. (1998), VELLINGA ET AL. (2001)). Auch BOUWER ET AL. (1997) kommen zu dem Ergebnis, dass der N-Saldo einen zufriedenstellenden Zusammenhang zu ermittelten Nitratauswaschungsmengen aufzeigt. Die Berechnung des N-Flächensaldos ist ihrer Meinung eine bessere Methode zur Ermittlung der Nitratausträge als die Messung des mineralischen Stickstoffgehalts (N_{\min}) und die N-Simulation mit dem Modell HERMES. KOLBE (2000) verweist ebenfalls auf sehr enge Beziehungen zwischen dem N-Saldo und der N-Auswaschung sowie der NO_3 -Konzentration. Er behauptet, dass sich die Beziehungen relativ gut quantifizieren lassen. Demnach führt der Anstieg des N-Saldos pro kg im Durchschnitt der Nutzungsformen zu einer Zunahme der NO_3 -Konzentration von 0,67 mg/l Sickerwasser (Bestimmtheitsmaß = 77%) und eine Zunahme der Auswaschung von 0,50 kg N/ha und Jahr (Bestimmtheitsmaß = 79%). Zur genaueren Berechnung kann noch zwischen Landnutzungssystemen unterschieden werden. Der Anteil der Stickstoffüberschüsse, der hauptsächlich als NH_3 -N sowie in geringen Mengen als NO_x -N in die Atmosphäre entweicht, wird über die Luft als N-Deposition auf landwirtschaftliche Flächen und andere Ökosysteme wieder eingetragen. Bei einem Anteil von ca. 50% landwirtschaftlicher Flächen an der Gesamtfläche Deutschlands stammen 20 kg N/ha N-Deposition aus der Landwirtschaft, weitere 20 kg N/ha stammen aus anderen Bereichen KOLBE (2000).

In Graphik 3.4 sind die Stickstoffüberschüsse der Jahre 1991 bis 2002 in Deutschland dargestellt. Die Überschüsse liegen oberhalb von 100 kg N/ha, überschreiten jedoch die 130 kg N/ha nicht. In den Jahren 2001 und 2002 ist ein fallender Trend zu beobachten. In der Studie des FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS (2002) wird beschrieben, dass Ackerkulturen bei einem N-Saldo von 57 kg N/ha eine durchschnittliche N-Effizienz (N-Output in landwirtschaftlichen Produkten/N-Input) von 68% erreichen, während Grünlandbetriebe bei einem Saldo von 122 kg N/ha lediglich eine durchschnittliche Effizienz von 37% verzeichnen. Dieses wird darauf zurückgeführt, dass die Erfahrung mit den Ackererträgen eine wesentlich bessere Abschätzung des Bedarfs ermöglicht, wohingegen im Grünlandanbau die Ertragserwartungen auf Schätzungen beruhen, die z.T. realitätsfremd sind. In der Studie wird desweiteren gezeigt, dass der N-Überschuss sehr stark abhängig vom mineralischen Zukauf und der Viehbesatzdichte ist.

Aber auch eine andauernde Unterversorgung mit Stickstoff kann zu Humusabbau und einer Verringerung der Bodenfruchtbarkeit führen (BERGSCHMIDT, 2004).

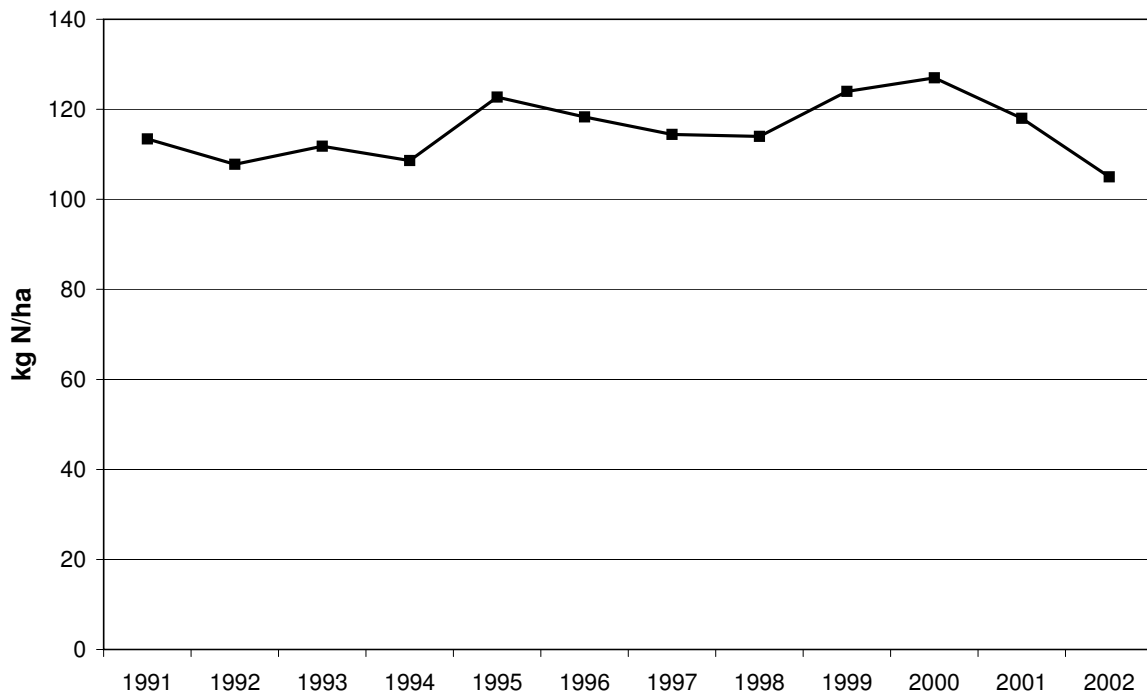


Abbildung 3.4: Jährlicher Stickstoff-Überschuss in Deutschland (Gesamtbilanz)

Quelle: UMWELTBUNDESAMT (2005)

3.3.2 Phosphorsaldo

Phosphor (P) kann wesentlich besser im Boden gespeichert werden als Stickstoff und wird bis zu bestimmten Versorgungsklassen in der Regel nicht ausgewaschen. Bei einer Phosphordüngung, die oberhalb des Entzugs liegt, besteht jedoch die Gefahr, dass der in Form von Phosphat (P_2O_5) vorliegende Phosphor durch Bodenerosion in oberirdische Gewässer verlagert wird. Ein Schutz vor Bodenerosion bei angepasster Düngung verringert die Gefahr für Phosphorbelastung (FREDE und DABBERT, 1999). Aber auch zu niedrige P-Salden beeinträchtigen die Bodenfruchtbarkeit und die Produktqualität.

Die land- und wasserwirtschaftlichen Fachverbände schlagen eine Begrenzung der P-Flächenbilanzüberschüsse auf maximal 5 kg P/ha vor (FREDE und DABBERT, 1999). Die hohen P-Austräge sind jedoch nicht nur aus Sicht des Gewässerschutzes, sondern auch wegen der weltweit begrenzten, zur Herstellung von Düngern geeigneten P-Vorräte zu reduzieren (VDLUFA, 2002). Laut neueren Nährstoffbilanzen liegen die P-Überschüsse in Deutschland bei durchschnittlich 8-12 kg/ha, als Ursache werden die hohen Viehbe-

satzdichten in einigen Regionen gesehen (VDLUFA, 2002). Zu diesem Ergebnis kommen auch HAAS ET AL. (2005), die gezeigt haben, dass die Beziehung zwischen Viehbesatz und P-Saldo in den Landkreisen Nordrhein-Westfalens vergleichsweise eng ($r = 0,60^{***}$) und die Beziehung zwischen Schweinebesatz und P-Saldo noch enger ist ($r = 0,70^{***}$). Bis zu einer Dichte von 600 Schweinen je 100 ha, was etwa 1 GV/ha entspricht, ist der P-Saldo von maximal 6 kg/ha jedoch weitgehend unabhängig vom Schweinebesatz.

Aus Sicht der VDLUFA (2002) stellt die Bodenerosion im Durchschnitt die mengenmäßig bedeutendste diffuse Gewässerbelastung mit Phosphor dar, auch wenn hiervon überwiegend nur Standorte mit Hangneigung betroffen sind. An Standorten mit geringerer Erosionsgefahr geht von versickerungsbedingten P-Einträgen übers Grund- und Dränwasser die größere Belastung aus.

3.3.3 Produktion und Verbrauch von Energie

Die zentrale Leistung der Landwirtschaft stellt die Erzeugung von biogener Energie in Form von Nahrungsmitteln und Vorleistungen dar. Biogene Energie ergibt sich aus der Umwandlung von Sonnenenergie in organische Substanz pflanzlicher und tierischer Produkte durch Photosynthese. Es wird in der Landwirtschaft zwar auch Fossilenergie eingesetzt, jedoch übersteigt die gewonnene Energie die verbrauchte Energie, so dass eine Nettoenergieerzeugung von der Landwirtschaft ausgeht. Wird die Energieproduktion von landwirtschaftlichen Betrieben gemessen, kommen in der Regel zwei Arten von Energiebilanzen zum Einsatz: die Gesamtenergiebilanz und die Fossilenergiebilanz. In der Gesamtenergiebilanz wird von der produzierten biogenen Energie die gesamte eingesetzte Energie, bestehend aus fossiler und biogener Energie, abgezogen. Die menschliche Arbeitskraft wird dabei in der Regel nicht mit erfasst, denn sie macht nur einen sehr geringen Anteil aus. Die Fossilenergiebilanz erfasst dagegen auf der Seite der eingesetzten Energie nur die Fossilenergie.

In den letzten Jahren hat die Energieerzeugung der Landwirtschaft zunehmend an Bedeutung gewonnen, da die Vorkommen fossiler Energieträger begrenzt sind und die Preise in Folge zunehmender Knappheit steigen. Die steigenden Energiepreise und die Einführung staatlicher Förderungen haben dazu geführt, dass die Verarbeitung von Raps und Zuckerrüben zu Biokraftstoffen und die Erzeugung von Strom in Biogasanlagen vorgenommen wird. Laut ZEDDIES (1995) geht es darum, die Möglichkeiten der Landwirtschaft zur Entlastung des CO₂-Haushalts, z.B. durch den Anbau von nachwachsenden

Rohstoffen, zu nutzen.

Innerhalb der Inputs wird unterschieden zwischen direktem Energieeinsatz und indirektem Energieeinsatz. Treib- und Schmierstoffe wie Diesel und Öl sowie Strom werden als direkte Energie klassifiziert, Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Saatgut, Maschinen, Gebäude und bauliche Anlagen werden dem indirekten Energieeinsatz zugerechnet, weil bei ihrer Erzeugung Energie aufgewendet wurde (KALK ET AL., 1995).¹³ Da erneuerbare Energien nur einen kleinen Anteil der eingesetzten Energie ausmachen, stammt der Großteil aus fossilen Energiequellen. Darüber hinaus führt der Einsatz von Energie unmittelbar zur Produktion von Kohlenstoffdioxid (CO₂), das als Treibhausgas negative Umwelteffekte hervorruft.

Eng verbunden mit der Energiebilanz ist auch die CO₂-Bilanz, da jeder Energieeinsatz zu einer CO₂-Emission führt. Andererseits wird durch die Photosynthese CO₂ in pflanzlichen und tierischen Produkten gebunden. Emission und Bindung von CO₂ korrelieren stark mit der Produktion und dem Verbrauch von Energie, deshalb kann der Energieeinsatz zur Abschätzung der CO₂-Emissionen genutzt werden.

Das in der Literatur als Energieeffizienz bezeichnete Verhältnis von Energieoutput zu Energieinput wird häufig als Kennzahl für die Leistung landwirtschaftlicher Bodennutzung verwendet. Die Energieeffizienz ist in Ackerbaubetrieben zwangsläufig höher als in der Tierproduktion, weil Energieverluste in der Veredlung des Futters entstehen. Die VDLUFA kommt jedoch zu der Einschätzung, dass diese Kennziffer nicht zielführend ist, da das Input-Output-Verhältnis dem Ertragsgesetz unterliegt.

3.3.4 Kulturartendiversität

Die biologische Vielfalt gilt aus Sicht des Naturschutzes als unverzichtbare Voraussetzung zum Erhalt reichhaltiger lebendiger Lebensräume (PIORR und WERNER, 1998). Sie umfasst die Artenvielfalt der Pflanzen, Tiere und mikrobiellen Organismen. Des Weiteren kann zwischen den wildlebenden und kultivierten Arten unterschieden werden. Aufgrund der aufwendigen Messung wird jedoch nur die Diversität der kultivierten Pflanzen als Agrarumweltindikator verwendet. Dieser Indikator, der die Anzahl und Konzentration der angebauten Kulturpflanzen misst, bezieht sich somit nur auf ein Teilgebiet der biologischen Vielfalt.

¹³Vereinfachte Energiebilanzen lassen aus pragmatischen Gründen den nicht eindeutig quantifizierbaren Energieverbrauch für Investitionsgüter (Maschinen und Ausrüstungen sowie Gebäude und bauliche Anlagen) unberücksichtigt (siehe dazu KALK ET AL., 1995).

In der Regel wird im Ackerbau nur eine Kulturart pro Fläche gleichzeitig angebaut. Eine Kulturartendiversität findet daher nur selten parallel auf einer Fläche statt, sondern nur in einer Fruchtfolge. Darüber hinaus kann sich die angebaute Kulturfrucht aufgrund des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln gegen Unkräuter durchsetzen und weitestgehend den Bewuchs der Fläche darstellen.

Je mehr Fruchtfolgeglieder angebaut werden, desto größer ist die Anzahl der angebauten Früchte und damit die Kulturartendiversität. Da jedoch nicht nur die Anzahl der angebauten Früchte entscheidend ist, sondern auch die Flächenanteile der angebauten Früchte, dient als Maßzahl ein Index, der in Form eines Konzentrationsmaßes berechnet wird. Üblicherweise wird zur Messung der Kulturartendiversitätsindex nach Shannon-Weaver ermittelt (REMMERT, 1989). WETTERICH (2003) hat den bundesweiten Index für die Jahre 1950 bis 1999 berechnet. Die Ergebnisse zeigen zunächst einen Anstieg der Diversität von 2,5 auf 2,6 bis in die 60er Jahre. Mitte der 70er setzt eine gegensätzliche Entwicklung ein, die zu einem Minimum von 2,4 führt. Bis Anfang der 80er Jahre setzt ein leichter Anstieg auf 2,45 ein. Seit Anfang der 90er Jahre hat sich der Index auf einem Niveau von 2,55 stabilisiert.

Die Kulturartendiversität ist auf Weideflächen vergleichsweise höher als auf Ackerflächen, da die Ansaatmischungen aus Klee-Grasmischungen mehrerer Grassorten bestehen und auf Weideflächen in der Regel keine Pflanzenschutzmaßnahmen durchgeführt werden. Daher werden Grünlandflächen hinsichtlich ihrer Kulturartendiversität höher bewertet als Ackerflächen (ECKERT ET AL., 1999).¹⁴

Neben einer hohen Artenvielfalt bietet eine hohe Kulturartendiversität zusätzlich Schutz vor Erosion und damit verbundenen Nährstoffeinträgen in Oberflächengewässer.

3.4 Fazit

Grundsätzlich kann zwischen positiven und negativen Wirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt unterschieden werden. Drei Arten der Abgrenzung (stoffliche, ökonomische und eigentumsrechtliche) kommen in Frage.

Die Umweltwirkungen der Landwirtschaft betreffen alle vier Umweltmedien Landschaft, Boden, Wasser und Atmosphäre. Da die Umweltwirkungen nur schwer messbar sind und nicht verursachergerecht zugeordnet werden können, weil sie diffusen Quellen entstam-

¹⁴Intensiv geführte Grasbestände zeichnen sich jedoch durch einen möglichst reinen Weidelgrasbestand aus. In diesem Fall wird die Kulturartendiversität vermutlich überschätzt.

men, können nur die Ursachen erfasst werden, die zum Auftreten der Umweltwirkungen führen. Die Ursachen sind jedoch vielfältig. Mit Hilfe von Agrarumweltindikatoren und speziell dazu entwickelten Agrarumweltindikatorensets, wie z.B. den „Kriterien Umweltverträglicher Landwirtschaft“ (KUL), sollen die Umweltwirkungen der Landwirtschaft mit einem angemessenen Erhebungsaufwand möglichst gut abgebildet werden. Diese sind demnach i.d.R. nicht in der Lage, die Umweltwirkungen direkt zu quantifizieren.

Es konnte gezeigt werden, dass die landwirtschaftliche Produktion durch erhöhte Stickstoff- und Phosphorsalden, sowie erhöhten Energieeinsatz bzw. eine geringe Energieeffizienz zu unerwünschten Umweltwirkungen beitragen kann.

Da die Verwendung von mineralischen Stickstoffdüngern zum einen Nitratauswaschungen nach sich zieht und zum anderen die Produktion zum größten Teil aus einem energieaufwendigen industriellen Prozess stammt, ist der Einsatz in mehrfacher Hinsicht mit negativen Umweltwirkungen behaftet.

Im Gegensatz dazu führt die Kulturartendiversität zu mehreren positiven Umweltwirkungen, da sie einerseits für ein abwechslungsreiches Landschaftsbild sorgt und den Lebensraum für viele Tiere bietet und andererseits auch erosionshemmend wirkt und damit ebenfalls zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer beitragen kann.

4 Die Effizienzanalyse als Instrument der Umwelteffizienzmessung

Nachdem in den vorherigen Kapiteln die methodischen Grundlagen der Effizienzanalyse vorgestellt und die Umweltwirkungen der Landwirtschaft umrissen wurden, wird in diesem Kapitel untersucht, wie die Effizienzanalyse zur Umwelteffizienzmessung instrumentalisiert werden kann.

Das vorliegende Kapitel soll die Frage beantworten, wie mögliche Paretoverbesserungen landwirtschaftlicher Betriebe aus gesellschaftlicher Sicht auf einzelbetrieblicher Ebene bestimmt werden können.

Im ersten Abschnitt dieses Kapitels werden die Gründe diskutiert, die für die Einbeziehung der Umweltwirkungen in die Effizienzanalyse sprechen. Der erste Abschnitt beinhaltet ebenfalls einen kurzen Literaturüberblick über Arbeiten, die sich bereits mit der Umwelteffizienzanalyse beschäftigt haben. Da mit der Umwelteffizienzmessung unterschiedliche Ziele verfolgt werden können, wird eine Einteilung in vier Ansätze vorgenommen, zwischen denen auch in der empirischen Analyse in Kapitel 5 unterschieden wird.

Im zweiten Abschnitt werden Probleme und Besonderheiten diskutiert, die in der Umwelteffizienzanalyse im Allgemeinen und speziell in der Umwelteffizienzanalyse landwirtschaftlicher Betriebe auftauchen. Neben der Vorstellung dieser Probleme werden, wenn möglich, Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt, mit denen die Probleme behoben werden können.

Im dritten Abschnitt wird anhand von Modellierungsbeispielen gezeigt, wie die praktische Umsetzung der Lösungsmöglichkeiten erfolgen kann.

Der vierte Abschnitt widmet sich der Vorstellung konkreter Modelle, die in der empirischen Analyse verwendet werden. Auch hier werden die Modelle in die bereits im ersten Abschnitt genannten vier Ansätze unterteilt.

4.1 Motive zur Umwelteffizienzmessung

In einer Effizienzanalyse sollten möglichst lückenlos alle Inputs und Outputs der Produktion erfasst werden, damit der gesamte Produktionsprozess analysiert werden kann. Die traditionelle Effizienzanalyse erfasst im Optimalfall alle Inputs und Outputs, die zu Kosten bzw. Erlösen der Unternehmung führen. Da ausschließlich betriebswirtschaftlich relevante Kennziffern erfasst werden, kann die traditionelle Effizienzanalyse auch als Managementeffizienz interpretiert werden. Auf Grundlage der Input- Outputdaten der Betriebe wird eine Best-Practice Produktionsfrontier ermittelt, auf der alle DMUs liegen, die technisch effizient sind.

In Kapitel 2 wurde gezeigt, dass die Effizienzanalyse ein Instrument zur Quantifizierung von Paretoverbesserungen ist. Für technisch effiziente DMUs sind keine Paretoverbesserungen möglich, da in der Effizienzanalyse davon ausgegangen wird, dass die Frontier die best mögliche Produktionstechnik repräsentiert. Somit können diese DMUs als Pareto-optimal oder (Pareto-)effizient bezeichnet werden. Ineffiziente Betriebe können hingegen Paretoverbesserungen erreichen, indem sie den Abstand zur Frontier verringern. Ihre maximal mögliche Paretoverbesserung ist erreicht, wenn sie ihre Inputs bei konstanten Outputs soweit reduzieren oder bei konstanten Inputs ihren Output soweit erhöhen, dass ihr Produktionspunkt auf der Frontier liegt. Die daraus resultierende Paretoverbesserung besteht somit aus einer höheren Wohlfahrt des Betriebes, während die Wohlfahrt der anderen Gesellschaftsmitglieder unverändert bleibt.¹

Liegen jedoch Umweltwirkungen vor, die externe Effekte verursachen, ist die traditionelle Effizienzanalyse ohne Umweltwirkungen nicht in der Lage, die Paretoverbesserungen korrekt zu quantifizieren. Die potenziellen Paretoverbesserungen werden in der traditionellen Effizienzanalyse nämlich eventuell unterschätzt, weil Betriebe im Vergleich zu anderen Betrieben unter sonst gleichen Bedingungen ihre Umweltbelastungen reduzieren könnten. Alternativ können die potenziellen Paretoverbesserungen überschätzt werden. Dies tritt ein, wenn einige Betriebe zwar in traditioneller Hinsicht wenig effizient produzieren indem sie pro Produkteinheit hohe private Kosten verursachen, aber nur geringe Umweltbelastungen verursachen und damit im Hinblick auf die sozialen Kosten nicht so ineffizient sind, wie es die traditionellen Effizienzwerte ausdrücken.

Es kann somit unterschieden werden zwischen der Effizienzanalyse aus betrieblicher und

¹Es wird angenommen, dass alle Gesellschaftsmitglieder Mengenanpasser sind und somit die Reduktion der Inputs keine Auswirkungen auf die Preise der Inputs und Outputs hat.

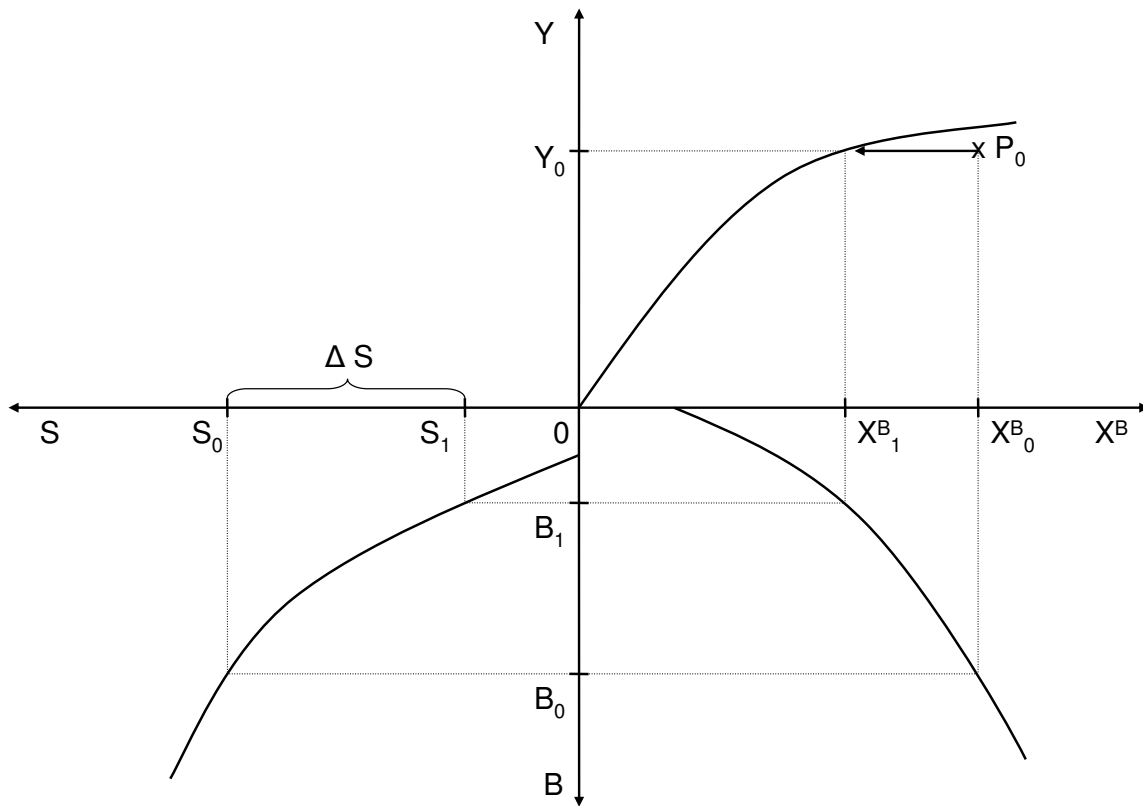


Abbildung 4.1: Paretoverbesserung durch Reduktion umweltschädigender Inputs

aus gesellschaftlicher Sicht. Bei der Bestimmung der technischen Effizienz aus betrieblicher Sicht werden externe Effekte nicht berücksichtigt, weil sie dem Unternehmer keine Kosten verursachen und damit in der Effizienzanalyse unberücksichtigt bleiben. Solange sie keine Kosten für den Unternehmer verursachen, weil keine Grenzwerte überschritten werden, werden sie in den Entscheidungen des Unternehmers keine Rolle spielen.² Daher ist deren Berücksichtigung aus betrieblicher Sicht nicht ausschlaggebend für die technische Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion.

Aus gesellschaftlicher Sicht muss hingegen berücksichtigt werden, dass externe Effekte die Wohlfahrt anderer Gesellschaftsmitglieder beeinflussen. Reduziert der Landwirt das Ausmaß der von ihm verursachten negativen externen Effekte, wird die Wohlfahrt der Gesellschaft erhöht. Dieses stellt eine Pareto-Verbesserung dar, weil der Landwirt durch

²Es sei denn, der Nutzen des Unternehmers ist direkt selbst dadurch berührt, z.B. wenn er aus ideologischen Gründen die Vermeidung einer Umweltverschmutzung gegenüber einer Steigerung seines Gewinns präferiert.

die Reduktion nicht schlechter gestellt, gleichzeitig der Rest der Gesellschaft aber besser gestellt wird. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 4.1 graphisch illustriert.

Die Abbildung zeigt im oberen Teil die Produktionsfrontier in Abhängigkeit der umweltschädigenden Inputs (X_0^B). P_0 stellt den Produktionspunkt eines landwirtschaftlichen Betriebes dar, der unterhalb der Frontier liegt und somit nicht effizient wirtschaftet. Er müsste seine umweltschädigenden Inputs von X_0^B auf X_1^B reduzieren, um effizient zu sein. Dabei wird unterstellt, dass er keine zusätzlichen Kosten durch die Reduktion der umweltschädigenden Inputs hat. Diese Reduktion der umweltschädigenden Inputs führt auch zu einer Reduktion der unerwünschten Umweltwirkungen von B_0 auf B_1 . Die funktionale Beziehung zwischen umweltschädigenden Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen ist im Quadranten unten rechts dargestellt. Die Verursachung der Umweltwirkungen führt zu negativen externen Effekten für den Rest der Gesellschaft, der daraus resultierende Schaden (S) ist im Quadranten unten links dargestellt.³ Die Umweltwirkungen in Höhe von B_0 führt zu einem Schaden in Höhe von S_0 . Eine Reduktion der umweltschädigenden Inputs auf X_1^B würde den Umweltschaden, der dem Rest der Gesellschaft entsteht, um ΔS auf die Höhe von S_1 reduzieren. Diese Verringerung des Schadens erhöht die Wohlfahrt der Gesellschaft.

Ansätze der Effizienz- und Umwelteffizienzmessung

Der erste Ansatz besteht in der Ermittlung der möglichen Paretoverbesserungen aus Sicht des landwirtschaftlichen Betriebes. Dieser Ansatz wird als *traditionelle Effizienzanalyse* bezeichnet. Das Ziel der traditionellen Effizienzanalyse⁴ besteht in der Quantifizierung der Inputeinsparpotenziale bzw. der Outputsteigerungspotenziale. Es kann somit die Frage beantwortet werden, um welchen Anteil Betriebe alle Inputs bei gleichem Output proportional reduzieren können, bzw. um welchen Anteil Betriebe bei gleichen Inputs alle Outputs proportional erhöhen können.

Doch wie gezeigt wurde, können sowohl die Paretoverbesserungen aus betrieblicher Sicht als auch aus gesellschaftlicher Sicht bestimmt werden. Da jedoch Umweltwirkungen, die externe Effekte verursachen können, nicht betrachtet werden, werden die Paretoverbesserungen unter- bzw. überschätzt. Um dieses zu vermeiden, müssten die Umweltwirkungen in der Effizienzanalyse berücksichtigt werden. Erste Bestrebungen, Umweltkennzahlen

³Welchen Verlauf die Kurve nimmt, ist unklar, doch kann davon ausgegangen werden, dass mit Zunahme der Umweltbelastungen der Schaden für die Gesellschaft steigt ($\partial S/\partial B \geq 0$), sie somit monoton steigend ist.

⁴Die Bezeichnung traditionelle Effizienzanalyse findet sich z.B. bei TYTECA (1997).

in Produktivitäts- und Effizienzanalysen einzubeziehen wurden von PITTMAN (1983) unternommen. Er entwickelte einen erweiterten Törnquist Produktivitätsindex, in dem er Umwelteffekte als zusätzlichen unerwünschten Output behandelte, dessen Entsorgung Kosten verursacht.

Die um Umweltwirkungen erweiterte Effizienzanalyse stellt den zweiten Ansatz, die *erweiterte Effizienzanalyse* dar. Sie verfolgt das Ziel, die möglichen Paretoverbesserungen aus betrieblicher und aus gesellschaftlicher Sicht zu quantifizieren und beantwortet somit die Frage, um welchen Anteil Betriebe alle Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen bei gleichen Outputs (und positiven Umweltwirkungen) proportional reduzieren können. Dieser Ansatz wird auch in der Literatur verfolgt.

Erste Anwendungen nicht-parametrischer Methoden gehen auf die Studie von FÄRE ET AL. (1989) zurück. Sie behandelten Umwelteffekte als unerwünschte Outputs und entwickelten ein erweitertes hyperbolisches Effizienzmaß.

REINHARD ET AL. (1999) und ALLEN (2002) liefern ausführliche Überblicke über die Entwicklungen in der Umwelteffizienzmessung. Da dort sehr ausführlich die Literatur gesichtet wurde, wird in dieser Arbeit nur ein kurzer Überblick gegeben, der sich auf jene Arbeiten bezieht, die auch Grundlage für weitere Entwicklungen waren.

Besonderes Augenmerk finden in dieser Arbeit die von BALL ET AL. (1994) und TYTECA (1997) vorgestellten Modelle. BALL ET AL. (1994) stellen vier Modelle auf Grundlage der schwachen Verschwendbarkeit vor, die zum Teil auf FÄRE ET AL. (1989) zurückgehen. Auch TYTECA (1997) präsentiert mehrere Modelle unter Annahme der schwachen Verschwendbarkeit. CHUNG ET AL. (1997) stellen die Directional Output Distance Function vor, die den von FÄRE ET AL. präsentierten hyperbolischen Effizienzmessungen ähneln. Die den Modellen von BALL ET AL. (1994) zugrundeliegende Annahme der schwachen Verschwendbarkeit steht im Blickpunkt der von HAILU und VEEMAN (2001), HAILU (2003a) und FÄRE und GROSSKOPF (2003) geführten Diskussion. HAILU und VEEMAN kritisieren die Annahme der schwachen Verschwendbarkeit und stellen ein eigenes Modell unter Annahme der freien Verschwendbarkeit vor. Dieses Modell wird wiederum von FÄRE und GROSSKOPF (2003) kritisiert. FÄRE und GROSSKOPF (2003) nennen daraufhin die Vorzüge der schwachen Verschwendbarkeit im Zusammenhang mit der Umwelteffizienzmessung und weisen auf die ihrer Meinung nach richtige Berechnung hin. HAILU (2003a) nimmt Bezug auf die Kritik, verweist seinerseits auf Fehlinterpretationen des HAILU und VEEMAN-Modells durch FÄRE und GROSSKOPF (2003) und beharrt auf seiner kritischen Haltung gegenüber der Annahme der schwachen Verschwendbarkeit. Auch

ALLEN (2002) und REINHARD ET AL. (2000) präsentieren Modelle unter Annahme der freien Verschwendbarkeit. Empirische Anwendungen mit landwirtschaftlichen Fragestellungen finden sich bei PIOT-LEPETIT ET AL. (1997) und REINHARD ET AL. (1999, 2000). REINHARD ET AL. (1999, 2000) stellen zudem einen parametrischen Ansatz zur Umwelteffizienzmessung vor.

Der dritte in dieser Arbeit betrachtete Ansatz verfolgt eine alternative Messung der möglichen Paretoverbesserungen. Dieser als *wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse* bezeichnete Ansatz betrachtet die Paretoverbesserungen aus gesellschaftlicher Sicht, indem gemessen wird, um welchen Anteil Betriebe bei gleicher Wertschöpfung alle unerwünschten Umweltwirkungen proportional reduzieren können. Dieser Ansatz geht auf ALLEN (2002) zurück, die das Konzept der Öko-Effizienz aufgreift und die Effizienzanalyse systematisch darauf anpasst. Der Begriff Öko-Effizienz⁵ geht auf die Konferenz in Rio aus dem Jahr 1991 zurück, bei der die Diskussion über Nachhaltigkeit begann, die sich seitdem in der Europäischen Union in einer verstärkten Wertschätzung einer umweltverträglichen Produktion niederschlägt. Während der Konferenz in Rio wurde erstmals der Begriff Öko-Effizienz eingeführt und in den folgenden Jahren genauer gefasst. Obwohl das Konzept der Öko-Effizienz, das sowohl auf SCHMIDHEINY (1992) und SCHALTEGGER und STURM (1992) zurückgeht, eine Berechnung mit Hilfe von Effizienzanalysemethoden nahe legt, hat es lange gedauert, bis erstmals ALLEN (2002) diese Konzepte theoretisch verknüpft hat und KORTELAJINEN und KUOSMANEN (2005) sowie KUOSMANEN (2005) empirische Berechnungen der Öko-Effizienz durchgeführt haben.

Ein vierter und letzter Ansatz besteht in der *stofflichen Umwelteffizienzanalyse*. Dieser Ansatz verfolgt das Ziel, das Reduktionspotenzial der unerwünschten Umweltwirkungen bei konstantem physischen Output zu quantifizieren. Die Outputs werden somit nicht monetär aggregiert, sondern in Form der darin enthaltenen Energie ermittelt. Alternativ könnten auch andere Vergleichsmaßstäbe wie bspw. die produzierte Eiweißmenge gewählt werden. Es soll die Frage beantwortet werden, um welchen Anteil Betriebe ihre unerwünschten Umweltwirkungen bei gleichem Beitrag zur Energieerzeugung reduzieren können.

⁵Es gibt verschiedene Schreibweisen: Ökoeffizienz oder Öko-Effizienz.

4.2 Probleme und Besonderheiten der Umwelteffizienzmessung landwirtschaftlicher Betriebe

Im Folgenden werden einige Probleme erörtert, die bei der Einbeziehung von Umweltwirkungen in die Umwelteffizienzmessung nicht ohne Weiteres möglich sind, da einige Probleme auftauchen, die im Folgenden erörtert werden. Es werden ebenfalls verschiedene Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt und wenn möglich bewertet. An einigen Punkten wird die Lösung nicht unmittelbar genannt, weil mehrere Probleme miteinander zusammenhängen und deshalb erst nach Vorstellung der weiteren Probleme Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt werden können.

Input-/Outputproblem

In der Abbildung 4.2 ist graphisch dargestellt, wie Inputs (X) in den Transformationsprozess gelangen und Outputs (Y) das Ergebnis des Produktionsprozesses darstellen. Ebenso fallen Umweltwirkungen als Ergebnis des Produktionsprozesses an, die je nach Beurteilung in positive (G) und negative Umweltwirkungen (B) gegliedert werden können.⁶ Umweltwirkungen sind somit den Outputs zuzuordnen, weil sie ein Ergebnis des Produktionsprozesses sind.

Die Gliederung in positive und negative Umweltwirkungen, oder anders ausgedrückt in erwünschte und unerwünschte, kann entsprechend der Abgrenzungen in Kapitel 3.1 erfolgen. Welche der drei beschriebenen Abgrenzungen (stoffliche, ökonomische oder eigentumsrechtliche) gewählt werden soll, soll ebenfalls Inhalt dieses Abschnitts sein.

Erwünschte Umweltwirkungen (G) können in der Effizienzanalyse als zusätzlicher Output berücksichtigt werden, weil sie ebenfalls einen positiven Grenznutzen erzeugen. Unerwünschte Outputs (B) können jedoch nicht wie traditionelle Outputs angesehen werden, weil sie einen negativen Grenznutzen verursachen. Naheliegender ist deshalb, die negativen Outputs in Form negativer Zahlen auszudrücken, aber die Berücksichtigung negativer Zahlen ist nicht möglich, weil die Effizienzanalyse positive Werte voraussetzt (siehe FÄRE und PRIMONT, 1995).

Somit ist es erforderlich, eine spezielle Modellierung für Modelle mit unerwünschten Umweltwirkungen festzulegen, die es ermöglicht, Paretoverbesserungen zu identifizieren. Im weiteren Verlauf dieses Kapitels beziehen sich alle Modellierungsvarianten, die die

⁶Die Bezeichnungen G für positive und B für negative Umweltwirkungen sind auf die englischen Begriffe Goods und Bads zurückzuführen und werden in dieser Form häufig in der Literatur verwendet.

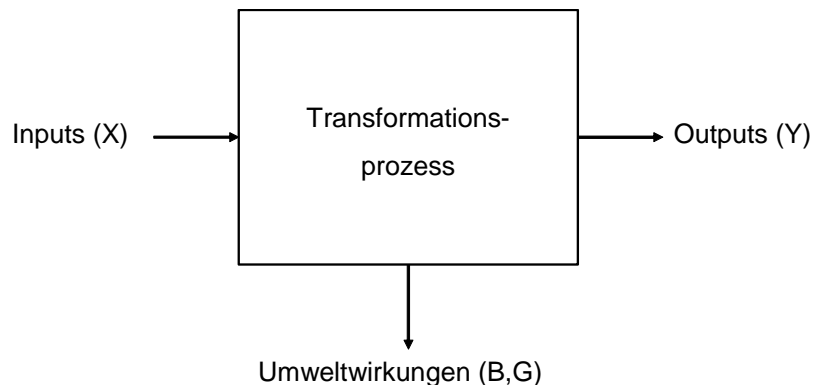


Abbildung 4.2: Transformationsprozess

Quelle: in Anlehnung an KUOSMANEN und KORTELAJNEN (2004)

Umweltwirkungen betreffen, nur auf die unerwünschten Umweltwirkungen, soweit nicht explizit erwähnt wird, dass von erwünschten Umweltwirkungen gesprochen wird. Wenn Modelle erwünschte Umweltwirkungen enthalten, werden sie fortan wie normale Outputs Y behandelt.

Im Folgenden werden vier Varianten zur Einbeziehung von unerwünschten Umweltwirkungen vorgestellt, die DYSON ET AL. (2001), ALLEN (2002) und SCHEEL (2000a) bereits in ähnlicher Form nennen.

- *Additive Inverse*: Bei dieser Variante wird der unerwünschte Output mit (-1) multipliziert. Anschließend wird eine hinreichend große Konstante hinzuaddiert, damit wieder alle Werte positiv sind. In der Regel ist die Konstante so groß wie der Wert des größten unerwünschten Outputs (siehe dazu z.B. BERG ET AL., 1992).
- *Multiplikative Inverse*: Diese von GOLANY und ROLL (1989) vorgeschlagene Variante betrachtet den Kehrwert des unerwünschten Outputs als normalen Output (siehe dazu z.B. LOVELL ET AL., 1995).
- die dritte Variante besteht darin, *unerwünschte Outputs als klassische, frei verschwendbare Inputs* zu behandeln (siehe z.B. ALLEN, 2002).
- die letzte Variante besteht in der Modellierung der *schwachen Verschwendbarkeit* für unerwünschte Outputs und geht auf FÄRE ET AL. (1989) zurück. Schwache Verschwendbarkeit impliziert die Möglichkeit negativer Grenzerträge, wie später ausführlich behandelt wird.

Keine der vier Varianten ist frei von Problemen, wie sich im Folgenden zeigen wird. Bei den ersten beiden Varianten fließen die Daten nicht in ihrer ursprünglichen Form in die Analyse ein. Mit diesen Datentransformationen soll der Outputcharakter gewahrt werden, doch es ergeben sich daraus nicht unerhebliche Interpretationsprobleme.

Bei der ersten Variante, der additiven Inverse wird die Rangfolge der Betriebe bezüglich der Höhe der unerwünschten Umweltwirkungen umgedreht. Der Betrieb mit der höchsten unerwünschten Umweltwirkung hat nun den geringsten Wert. Problematisch ist allerdings, dass sich die Größenverhältnisse zwischen den DMUs verändern. Eine DMU, die vor Transformation der Daten die doppelte Umweltbelastung im Vergleich zu einer anderen DMU verursacht hat, hat nach der Transformation, also nachdem der größte Wert hinzuaddiert worden ist, ein völlig anderes Verhältnis gegenüber der anderen DMU. Da die Bewertung äquiproportional erfolgt, hat die Transformation und damit auch der Wert der schlechtesten DMU großen Einfluss auf den Effizienzwert aller anderen. Diese Möglichkeit der Berücksichtigung unerwünschter Outputs ist daher ungeeignet in der Effizienzmessung.

Die Variante der multiplikativen Inverse hat diese Probleme nicht, da sich die Verhältnisse der DMUs zueinander durch die Transformation nicht verändern. Doch auch sie kann kritisiert werden, weil Betriebe nicht nur dafür honoriert werden, mit möglichst geringem Inputeinsatz eine bestimmte Outputmenge, bzw. mit einer bestimmten Inputmenge eine maximale Outputmenge zu erstellen, sondern auch dafür, eine gegebene Menge unerwünschter Outputs mit dem geringsten Inputeinsatz, bzw. mit gegebenem Inputeinsatz möglichst wenig unerwünschte Outputs zu erzeugen. In der primalen Modellformulierung der DEA ergäbe sich für eine solche DMU eine volle Gewichtung auf den unerwünschten Output und dementsprechend gar keine Gewichtung auf den erwünschten Output. Es mag zwar Argumente dafür geben, auch Betriebe als umwelteffizient zu kennzeichnen, die sich über besonders geringe Umweltwirkungen bei kleinen Inputmengen auszeichnen, da jedoch auch Betriebe, die nur geringe Mengen erwünschter Outputs produzieren, als umwelteffizient gekennzeichnet werden, ist diese Vorgehensweise nicht anzustreben. Zumal sogar eine Konstellation denkbar ist, in der ein Betrieb ohne Produktion auch nur eines erwünschten Outputs als umwelteffizient eingestuft werden kann. Das Problem ließe sich jedoch verhindern, indem eine Gewichtsbeschränkung in das Modell eingebracht wird, die bspw. die Gewichtung der unerwünschten Outputs auf höchstens die Hälfte aller Outputs beschränkt bzw. nicht die Gewichtung für den erwünschten Output über-

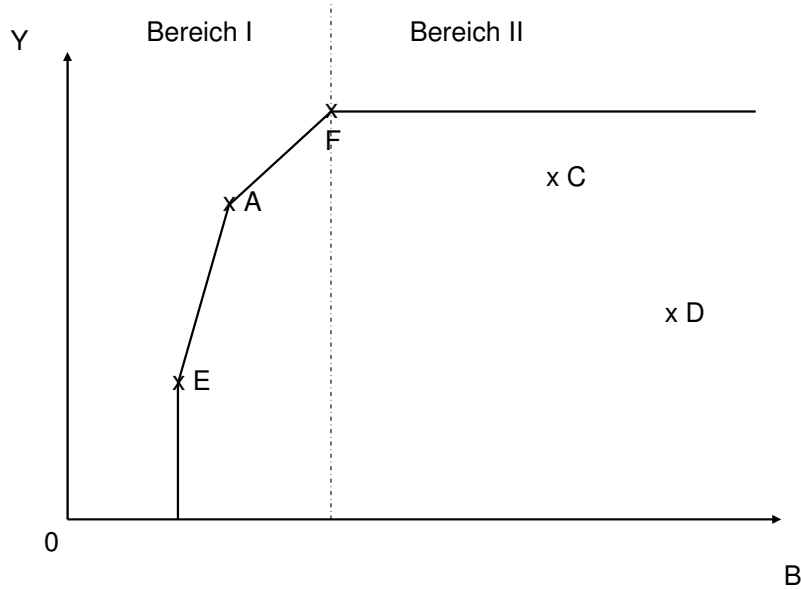


Abbildung 4.3: Technologiemenge im Modell unerwünschter Output als frei verschwendbarer Input

steigen darf.⁷ Die hier genannten Probleme sind ebenfalls auf das Modell der additiven Inverse übertragbar.

Populärer als die Datentransformationen sind die beiden letzten Varianten, denen sich der Rest dieses Kapitels widmet. Zunächst wird die Variante betrachtet, unerwünschte Umweltwirkungen als klassische, frei verschwendbare Inputs zu behandeln. Die Technologiemenge unter der Annahme der freien Verschwendbarkeit für Inputs, unerwünschte Umweltwirkungen (B) und normale Outputs (Y) besteht aus einer Frontier und dem Bereich unterhalb der Frontier, wie es in Abbildung 4.3 dargestellt ist. Wenn variable Skalenerträge unterstellt werden, beginnt die Frontier nicht im Ursprung. Stattdessen verbindet eine Parallele zur Ordinate die Abszisse mit der DMU mit den geringsten Umweltwirkungen (DMU E). Die Frontier kann in die zwei Bereiche, links und rechts der gestrichelten Linie eingeteilt werden. In Bereich I steigt die Frontier streng monoton. In Bereich II, rechts vom Maximum (DMU F), verläuft sie auf Höhe des Maximums parallel zur Abszisse. Es ist somit kein fallender Verlauf der Frontier zu beobachten. Die Modellierung der unerwünschten Umweltwirkungen als frei verschwendbare Inputs wird

⁷Die Gewichtsbeschränkung kann ebenfalls auf Modelle mit erwünschten Umweltwirkungen als Outputs ausgedehnt werden, wenn nicht die alleinige Produktion von Umweltwirkungen angestrebt wird.

unter anderem von ALLEN (2002), REINHARD ET AL. (2000) und HAILU und VEEMAN (2001) gewählt.

Bevor eine Bewertung dieser Modellierung vorgenommen wird, wird zunächst die vierte Variante, die Berücksichtigung der unerwünschten Umweltwirkungen mit der schwachen Verschwendbarkeit erläutert. Die Annahme der schwachen Verschwendbarkeit wurde bereits in Kapitel 2 beschrieben. Dennoch soll hier ausführlich die Vorgehensweise erläutert werden.

Im Folgenden werden die Axiome beschrieben, die zur Modellierung der schwachen Verschwendbarkeit im Zusammenhang mit einer umweltverschmutzenden Technologie getroffen werden. Dazu werden die Ausführungen von FÄRE ET AL. (2005) wiedergegeben.

Die Produktionstechnologie wird durch die Outputmenge $P(X)$ dargestellt, welche sich aus den Outputs und unerwünschten Umweltwirkungen (Y,B) zusammensetzt, die gemeinsam aus dem Inputvektor X produziert werden können.

$$P(X) = \{(Y,B) : X \text{ kann } (Y,B) \text{ produzieren}\}. \quad (4.1)$$

Die erste Annahme, die FÄRE ET AL. (2005) treffen, ist die Geschlossenheit für jeden Inputvektor $X \in \mathfrak{R}_+^N$. Das bedeutet, dass mit einer endlichen Menge Inputs auch nur endliche Mengen Outputs produziert werden können. Diese Annahme impliziert eine geschlossene Outputmenge.

Eine Technologiemenge $P(X)$ erfüllt die freie Verschwendbarkeit der Inputs, wenn die folgende Bedingung erfüllt ist.

$$\begin{aligned} &\text{Wenn } Y \text{ von } X \text{ produziert werden kann,} \\ &\text{dann kann auch } Y \text{ aus jedem } X' \geq X \text{ produziert werden.} \end{aligned} \quad (4.2)$$

Wenn die Inputs erhöht werden (oder nicht reduziert werden), dann sinkt auch die Outputmenge nicht. Diese Annahme unterstellt, dass die Inputs keine Überfüllungseffekte auf die Outputs ausüben können. Bis zu diesem Punkt ist die beschriebene Technologie, außer der Spezifikation der unerwünschten Outputs, konsistent mit der neoklassischen Theorie (FÄRE ET AL., 2005).

Für die Spezifizierung, wie sie für die Modelle der schwachen Verschwendbarkeit verwendet wird, werden nun mehrere Annahmen getroffen.

$$\text{Wenn } (Y, B) \in P(X), \text{ und } B = 0, \text{ dann ist auch } Y = 0. \quad (4.3)$$

In Gleichung 4.3 wird angenommen, dass die Umweltwirkungen gemeinsam mit den erwünschten, marktfähigen Produkten produziert werden, sie also Koppelprodukte darstellen. Diese Annahme, die auf SHEPARD und FÄRE (1974) zurückgeht und von ihnen als null-jointness bezeichnet wird, besagt, dass es nicht möglich ist, ohne unerwünschte Umweltwirkungen Outputs zu erzeugen. Umgekehrt gilt, wenn Outputs produziert werden, fallen auch unerwünschte Umweltwirkungen an.

Es wird somit festgelegt, dass unerwünschte Umweltwirkungen Koppelprodukte der Outputs sind.

Diese Annahme ist ähnlich restriktiv wie die Annahme konstanter Skalenerträge, weil wie in Abbildung 4.4 Betrieb A die Frontier aufspannt und Betrieb E, der eine geringere Produktionsmenge erzeugt, aber auch weniger unerwünschte Umweltwirkungen verursacht, als nicht effizient eingestuft wird. Betrieb E hat zwar eine geringere durchschnittliche Produktivität als Betrieb A, weist jedoch in seiner Größenklasse die höchste durchschnittliche Produktivität auf. Es wird somit implizit die Annahme getroffen, dass auch in kleinen Betrieben die höchste beobachtbare durchschnittliche Produktivität möglich ist.

Ebenso ist vorstellbar, dass Betriebe nicht zu einer Verursachung einer der betrachteten Umweltwirkungen beitragen, aber dennoch Outputs erzeugen. Dieses widerspricht der Annahme. Aber auch der umgekehrte Fall ist denkbar, dass zunächst eine gewisse Menge unerwünschter Umweltwirkungen entstehen muss, bevor die erste Einheit erwünschter Outputs erstellt werden kann.

Die für die schwache Verschwendbarkeit spezifische Annahme besagt, dass positive und negative Outputs zusammen schwach verschwendbar sind. Diese Annahme wird durch die folgende Gleichung ausgedrückt.

$$\text{wenn } (Y, B) \in P(X), \text{ und } 0 \leq v \leq 1, \text{ dann ist } (vY, vB) \in P(X). \quad (4.4)$$

Schwache Verschwendbarkeit bedeutet, dass jede proportionale Reduktion von positiven und negativen Outputs möglich ist. Das heißt, dass bei gegebenen Inputs X Reduktionen in unerwünschten Outputs nur möglich sind, wenn auch die Outputs proportional reduziert werden. Die zugrundeliegende Idee ist, dass Umweltwirkungen nicht frei verschwendbar sind. Das bedeutet, dass eine übermäßige Produktion von Umweltwirkungen

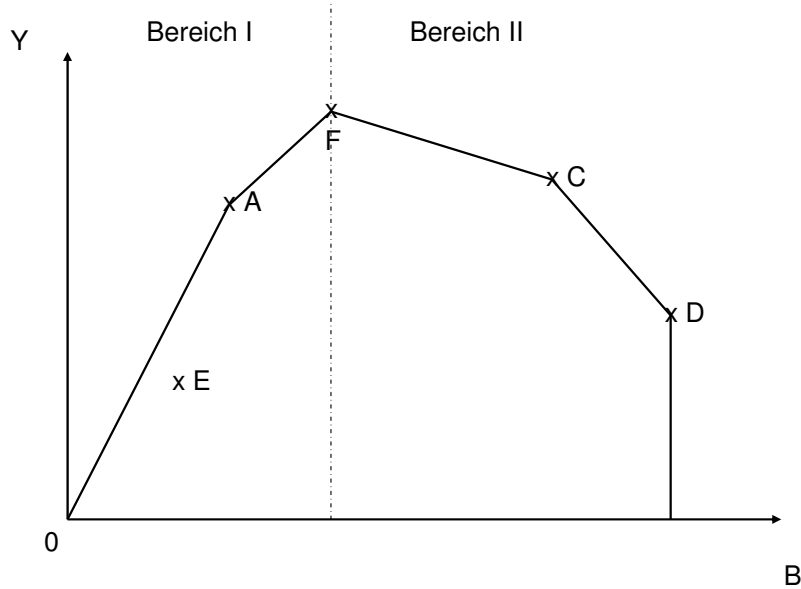


Abbildung 4.4: Technologiemenge im Modell Output als schwach verschwendbarer Output

Kosten verursacht. Dieses kann zum einen auf die Zahlung eines Bußgeldes und zum anderen darauf zurückgeführt werden, dass von den gegebenen Inputs einige verwendet werden müssen, um die unerwünschten Outputs zu verringern. Dieses resultiert in einer Verringerung der Produktion der Outputs. Alternativ können die Betriebe die gesamte Produktion reduzieren, um die unerwünschten Outputs zu verringern.

Für die Outputs wird die Annahme der freien Verschwendbarkeit beibehalten.

$$\text{Wenn } (Y, B) \in P(X), \text{ und } (Y', B) \leq (Y, B), \text{ dann ist auch } (Y', B) \in P(X). \quad (4.5)$$

Die Technologiemenge unter der Annahme der schwachen Verschwendbarkeit ist in der Abbildung 4.4 dargestellt. Sie lässt sich ebenfalls in die zwei markanten Bereiche links und rechts vom Maximum gliedern.

In Bereich I verläuft die Frontier vom Ursprung über A zum Maximum F. Der Beginn der Frontier im Ursprung wird durch die Annahme der null-jointness (siehe Gleichung 4.3) festgelegt. Der Verlauf vom Ursprung zum Punkt A und von dort aus zum Maximum ergibt sich aus der Gleichung 4.4. Gleichung 4.5 stellt sicher, dass alle Punkte von der

Frontier in südlicher Richtung in der Technologiemenge enthalten sind. Im Bereich II nimmt die Frontier einen fallenden Verlauf über C und D zur Abszisse.⁸

In Kapitel 2 sind bereits zwei Beispiele für negative Grenzerträge genannt worden. Wenn bekannt ist, dass bei bestimmten Inputs Überfüllungseffekte auftreten, werden Unternehmen bestrebt sein, diese Inputs nicht über das optimale Maß hinaus einzusetzen. Weshalb sollte also ein Unternehmen in diesem Bereich der Produktionsfunktion produzieren? Zwei Möglichkeiten sind denkbar. Zum einen, dass aufgrund von Unsicherheit nicht bekannt ist, wie viel des Inputs erforderlich ist und zum anderen, dass das Unternehmen gezwungen wird, diesen Input in einer zu großen Menge einzusetzen. Fehlende Informationen können z.B. beim genannten Beispiel der Überdüngung landwirtschaftlich genutzter Flächen auftreten, da zum Zeitpunkt der Düngung die Ertragserwartung vom später tatsächlich erreichten Ertrag abweicht, weil die Witterung ungünstiger als erwartet war, also erst ex post die optimale Inputmenge bekannt ist. Ein Zwang zum Einsatz bestimmter Inputs könnte z.B. bei staatlichen Unternehmen auftreten, COELLI ET AL. (2005) nennen ein Beispiel von Eisenbahnunternehmen, die überschüssiges Kapital investieren müssen. Aus landwirtschaftlicher Sicht wäre ein Beispiel denkbar, wenn der Staat Landwirte dazu verpflichten würde, Klärschlamm auf ihre Flächen auszubringen, der die Ertragsfähigkeit von Marktfrüchten verringert.

Die Produktion im Bereich negativer Grenzerträge ist ökonomisch nicht sinnvoll, weil dort kein Gewinnmaximum erzielt werden kann. Es kann daher keinem Betrieb geraten werden, sich an einem Betrieb zu orientieren, der in diesem Bereich produziert. Wird jedoch die schwache Verschwendbarkeit angenommen, wird eine Frontier modelliert, die einen fallenden Verlauf der Produktionsfrontier unterstellt und damit negative Grenzerträge zulässt. Je nach Wahl der Orientierung wird Betrieben als Target, also als effizientes Produktionsziel ein Punkt auf dem fallenden Bereich der Produktionsfunktion genannt. Die Modellierung der schwachen Verschwendbarkeit wird z.B. von BALL ET AL. (1994), CHUNG ET AL. (1997) und FÄRE ET AL. (2005) gewählt.

FÄRE und GROSSKOPF (2003) legen Wert auf die korrekte Spezifikation der Technologiemenge, also der Produktionsfrontier. Andere Autoren wie HAILU (2003a) stellen vielmehr die möglichst enge Umhüllung um die Datenpunkte und die Berechnung der Effizienz-

⁸Je nach Wahl der Orientierung kann die Technologiemenge davon abweichend sein. Der letzte Abschnitt zwischen D und der Abszisse verläuft senkrecht, soweit eine ausschließlich outputorientierte Betrachtung gewählt wird. Wird eine Directional Output Distance Function zur Messung verwendet, kann die Frontier von D aus steiler als zwischen C und D bis zur Frontier verlaufen.

werte anhand der Benchmarks mit der Data Envelopment Analysis in den Vordergrund. Während die korrekte Spezifikation der Technologiemenge die Einhaltung theoretischer Anforderungen zum Ziel hat, strebt die möglichst enge Umhüllung der Datenpunkte mit der Bestimmung der sogenannten „best practice“-Produktionsfunktion eher die Abbildung der in der Praxis möglichen Umsetzung an. HAILU und VEEMAN (2001) zeigen eine Frontier, die von tatsächlich beobachteten Betrieben aufgespannt wird. FÄRE und GROSSKOPF (2003) kritisieren, dass die Frontier von HAILU und VEEMAN (2001) nicht im Ursprung beginnt und auch nicht alle physikalische Gesetzmäßigkeiten erfüllt. Darüber hinaus kritisieren FÄRE und GROSSKOPF (2003), dass die Modellierung von HAILU und VEEMAN (2001) nicht sicherstellt, dass durch den Einsatz endlicher Inputmengen auch nur endliche Outputmengen produziert werden können. Doch in der Realität werden niemals endliche Inputmengen zur Produktion unendlicher Mengen unerwünschter Outputs führen können und daher ist die Kritik unangebracht. Im relevanten Bereich, in dem alle Betriebe liegen, werden diese theoretischen Überlegungen nicht eintreten. Auch die Forderung nach einer Frontier, die aus dem Ursprung beginnt, ist zu restriktiv, wie die tatsächlich beobachteten Betriebe zeigen. HAILU (2003a) begegnet richtigerweise, dass die best practice Frontier in ihrer korrekten Festlegung immer eine theoretisch mögliche Lösung bringen wird.⁹ Das von FÄRE und GROSSKOPF (2003) angesprochene Problem einer offenen Technologiemenge kann nur dann relevant werden, wenn ausschließlich in Richtung Maximierung der unerwünschten Outputs betrachtet werden würde. Diese Betrachtung ist jedoch unlogisch, weil die unerwünschten Umweltwirkungen nicht maximiert werden sollen.

CROPPER und OATES (1992) argumentieren für das Vorgehen Outputs als Inputs zu betrachten mit dem ökonomischen Argument, dass sowohl Inputs als auch unerwünschte Outputs Kosten verursachen und deshalb reduziert werden sollten. Für die stochastische Frontieranalyse bleibt ohnehin nur die Möglichkeit, unerwünschte Outputs als konventionelle Inputs zu betrachten, weil die SFA nicht in der Lage ist, mehr als einen Output zu modellieren. REINHARD ET AL. (2000) nennen dieses pragmatische Argument.

VANDEN EECKAUT ET AL. (1997) empfehlen, die Wahl der Verschwendbarkeitsannahme von der Natur des Problems abhängig zu machen. Wenn eine feste Beziehung zwischen Umweltverschmutzung und Inputs besteht, die auf Verordnungen oder technologische

⁹Es kann auch wie von FERNÁNDEZ ET AL. (2005) argumentiert werden, dass das Modell für den relevanten Datenbereich angemessen ist und keine Vorhersagen für den Bereich außerhalb des Datenbereichs gegeben werden sollen.

Charakteristika zurückzuführen ist, sollte die schwache Verschwendbarkeit gewählt werden. Wenn es hingegen möglich ist, die Verschmutzung durch Inputs zu substituieren, sollte die Verschmutzung als frei verschwendbarer Input angesehen werden.

Letztendlich muss in der Effizienzanalyse nicht zwischen Inputs und Outputs unterschieden werden, sondern zwischen einer (erwünschten) Ausweitung bzw. Reduktion des entsprechenden Netputs (Inputs oder Outputs). Zu diesem Schluss kommt auch SCHEEL (2000a), der u.a. die Prinzipien nennt, dass jeder Input zu minimieren ist („weniger ist besser“) und jeder Output zu maximieren ist („mehr ist besser“).

Worin unterscheiden sich Inputs und unerwünschte Umweltwirkungen? Das Vorgehen, negative Outputs als (zusätzliche)¹⁰ Inputs anzusehen, ist nicht ohne Weiteres zu rechtfertigen, da unerwünschte Outputs nicht (unbedingt) direkt der Kontrolle des Landwirts unterliegen. Die Inputmengen können direkt vom Landwirt gesteuert werden, die Ausprägungen der Umweltwirkungen liegen hingegen zu einem gewissen Teil außerhalb der Kontrolle des Landwirts, wie am Beispiel der Nitratbelastung des Grundwassers verdeutlicht werden kann. Der Wachstumsprozess der angebauten Früchte ist von vielen verschiedenen ertragsbestimmenden Faktoren abhängig, die zum Teil direkt vom Landwirt beeinflusst werden können. So kann die Stickstoffgabe in ihrer Höhe direkt vom Landwirt festgelegt werden. Auf einige ertragsbestimmende Faktoren hat der Landwirt jedoch keinen Einfluss, dazu gehört in besonderem Maße das Wetter. Das Wetter beeinflusst nicht nur das Wachstum der Pflanzen, sondern auch die Verfügbarkeit und das Aufnahmevermögen des angebotenen Stickstoffs, der wiederum vom Wachstumsverlauf der Pflanze abhängig ist. Eine Anpassung der Stickstoffgabe an die Witterung ist nur bedingt möglich, da der Stickstoff schon vor dem jeweiligen Wachstumsprozess verabreicht werden muss und das Wetter nicht vorhersehbar ist. Aus der Differenz der Stickstoffgabe und dem Stickstoffentzug resultiert der Stickstoffüberschuss. Dieser kann dementsprechend aber dennoch in großem Maße direkt vom Landwirt beeinflusst werden, denn lediglich kleine Abweichungen in Höhe der Variabilität der Entzüge entziehen sich der Kontrolle des Landwirts. Dieses Beispiel zeigt, dass gewisse Schwankungen in der Menge der Umweltwirkungen vorhanden sind, die nicht der Kontrolle des Landwirts unterliegen und sich damit von einem traditionellen Input unterscheiden.

Je nachdem, wie groß der Variationsbereich ist, der sich der Kontrollierbarkeit des Landwirts entzieht, sollte zwischen drei Möglichkeiten gewählt werden. Ist der Variationsbe-

¹⁰neben den traditionellen Inputs

reich der Schwankungen sehr klein, kann er vernachlässigt werden und die Umweltwirkung kann daher wie ein normaler Input behandelt werden. Ist der Variationsbereich sehr groß, sollte die Umweltwirkung als nicht-kontrollierbare Variable berücksichtigt werden. Im mittleren Variationsbereich ist es möglich, eine pragmatische Lösung zu finden, indem eine Untergrenze in Höhe der Schwankungsbreite eingeführt wird, wie sie im Abschnitt *Berücksichtigung von Salden* vorgestellt wird.

Wie bereits eingangs des Kapitels im Literaturüberblick erwähnt, wurde von HAILU und VEEMAN (2001) sowie FÄRE und GROSSKOPF (2003) eine Diskussion über die am besten geeignete Annahme und Modellspezifikation geführt. Dabei beziehen sich die Autoren mit ihrer Kritik jedoch zum Teil auf Modelle, die von den jeweils kritisierten Autoren gar nicht dargestellt werden. Daher sind die genannten Argumente teilweise nicht zutreffend. Wegen dieser Missverständnisse wird die Diskussion nicht abschließend geführt.

HAILU und VEEMAN (2001) kritisieren die in diesem Zusammenhang häufig getroffene Annahme der schwachen Verschwendbarkeit (weak disposability - WD), weil diese Modellvariante dazu führt, dass die unerwünschten Outputs als neutrale Variablen betrachtet werden und beziehen sich dabei auf COELLI ET AL. (1998). Dort ist beschrieben, dass die Gleichheitsbedingung für unerwünschte Outputs so zu werten ist, dass die beobachtete DMU mit einer theoretischen Frontierbeobachtung verglichen wird, die das gleiche Niveau unerwünschter Outputs hat. Sie nennen vier Gründe, weshalb sie sich gegen die Modellierung in Form einer WD entscheiden. Erstens, die Anwendung der Gleichheitsbedingung führt zu einer Inflation der Effizienzwerte. Zweitens, die WD Annahme lässt den Einfluss der unerwünschten Outputs auf die Effizienz unbestimmt. Ein geeignetes Modell sollte Betriebe als ineffizient deklarieren, die bei gleichen Inputs und erwünschten Outputs mehr unerwünschte Outputs produzieren als ihre Referenzbetriebe. Die WD-Annahme führt nicht zu diesem Schluss, was als Modellschwäche gewertet werden kann. Drittens lässt die WD-Annahme positive und negative Schattenpreise zu, wenn sie die unerwünschten Outputs unbestimmt lässt. Hier sind jedoch nur nicht-positive Schattenpreise theoretisch zulässig. Viertens, die WD-Formulierung lässt nicht die Messung zeitlicher Entwicklungen zu. FÄRE und GROSSKOPF (2003) bekräftigen, dass nicht die Wahl der Verschwendbarkeitsannahme ausschlaggebend sei, sondern die Wahl der Orientierung und präferieren in diesem Zusammenhang die Directional Output Distance Function.

FÄRE und GROSSKOPF (2003) behaupten zwar, sie würden im Gegensatz zu HAILU und VEEMAN (2001) die unerwünschten Umweltwirkungen als Outputs betrachten, ih-

re Modellierung (siehe Abschnitt 4.4.2) unterscheidet sich jedoch keineswegs von einer Modellierung der unerwünschten Umweltwirkungen als Inputs, wie sie in der Directional Distance Function unter Annahme der schwachen Verschwendbarkeit vorgenommen wird.

Dieses zeigt, dass alle beschriebenen Ansätze Schwachstellen aufweisen und daher keine dieser Möglichkeiten als optimale Vorgehensweise anzusehen ist. Über die Frage, welche dieser Möglichkeiten nun als geeignetste anzusehen ist, wird eine lebendige Debatte geführt (siehe z.B. HAILU und VEEMAN, 2001; FÄRE und GROSSKOPF, 2003; HAILU, 2003a).

Abgrenzung zwischen positiven und negativen Umweltwirkungen

In Kapitel 3.1 wurden drei Möglichkeiten aufgezeigt, wie eine Abgrenzung zwischen positiven und negativen Umweltwirkungen vorgenommen werden kann. An dieser Stelle soll kurz diskutiert werden, in welcher Art die Umweltwirkungen am besten in der Effizienzanalyse berücksichtigt werden können.

Die stoffliche Abgrenzung definiert eine Maßnahme als negative Umweltwirkung, sobald ein Stoff anfällt, der als Verschmutzung identifizierbar ist. Mittels Agrarumweltindikatoren können die Ursachen der Verschmutzung auf einzelbetrieblicher Ebene abgeschätzt werden.

Die ökonomische Abgrenzung berücksichtigt Umweltwirkungen, sobald ein Nutzenfluss aus der Umweltwirkung resultiert. Die Messung von Nutzenflüssen setzt jedoch voraus, die Präferenzen der Konsumenten erfassen zu können. Dieses ist insbesondere für öffentliche Güter, um die es sich bei den Umweltwirkungen handelt, schwierig, denn die Konsumenten verheimlichen ihre wahre Zahlungsbereitschaft (RANDALL, 2002).

Für den Betrieb sind die Umweltwirkungen erst ökonomisch relevant, wenn die Grenze der Eigentumsrechte überschritten wird, weil dann durch Auflagen oder Vermeidungsstrategien direkte Kosten für die Betriebe entstehen. Die eigentumsrechtliche Abgrenzung führt dazu, dass Umweltwirkungen abhängig von ihrer Ausprägung (Menge) als positiv oder negativ eingestuft werden. Doch gibt es gegenwärtig nur für wenige Umweltwirkungen Grenzwerte (CHRISTEN und O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002), so dass diese Abgrenzung für den empirischen Teil nicht angewendet werden kann. Des Weiteren ergeben sich methodische Probleme bei der Modellierung, denn da positive Umweltwirkungen erwünscht und negative Umweltwirkungen unerwünscht sind, müssen sie unterschiedlich modelliert werden. Dieses würde bedeuten, dass eine Variable sowohl als

Input als auch als Output modelliert werden müsste. Dadurch entstehen Probleme, die ähnlich den Problemen sind, die auch bei der Berücksichtigung von Salden auftreten können und im folgenden Abschnitt beschrieben werden. Deshalb wird an dieser Stelle nicht näher darauf eingegangen.

Neben der einfachen Messbarkeit spricht auch der Grundgedanke der paretooptimalen Betrachtung dafür, die stoffliche Abgrenzung vorzuziehen, weil diejenigen Betriebe, die gar keine unerwünschten Outputs produzieren, anderen Betrieben mit gleicher Input-/Outputstruktur vorzuziehen sind, die mindestens geringe Mengen unerwünschter Outputs produzieren.

Berücksichtigung von Salden

Da Umweltwirkungen in der Regel nicht direkt ermittelt werden können (vgl. Kapitel 3.1), werden Agrarumweltindikatoren verwendet, um die Wirkungen abzuschätzen. Agrarumweltindikatoren werden zum Teil in Salden erfasst, doch Salden können im Gegensatz zu traditionellen Inputs bzw. Outputs sowohl positive als auch negative Werte annehmen. Variablen mit nicht einheitlichen Vorzeichen bereiten der Effizienzanalyse Probleme, weil sie einerseits als Input, andererseits als Output modelliert werden müssten, wodurch sich die Anzahl der betrachteten Dimensionen erhöhen würde. Dieses hätte zur Folge, dass die Effizienzwerte stark ansteigen, da für jede Dimension Referenzpunkte gebildet werden. Aber ein noch viel größeres Problem entsteht dadurch, dass die Beobachtungen entweder einen Input oder einen Output von Null hätten. Nullen als Inputwerte können jedoch in der Data Envelopment Analysis nicht modelliert werden, weil die damit zusammenhängenden partiellen Produktivitäten nicht berechnet werden können. Auch die Ersetzung der Nullen durch kleine positive Zahlen ist zumindest für Modelle mit radialer Effizienzmessung wenig hilfreich, da die Einsparpotenziale in Relation zum Referenzwert berechnet werden und daher ein Reduktionspotenzial ausgewiesen wird, das im Vergleich zu anderen Inputs viel zu hoch ist. In der primalen Modellformulierung, in der die Gewichtungsfaktoren der einzelnen Inputs und Outputs bestimmt werden, würde eine Gewichtung auf den angesprochenen Input nur bei jenen Betrieben erfolgen, für die die kleine Zahl eingesetzt wurde. Dies hätte zur Folge, dass diese Betriebe als effizient gekennzeichnet werden und für alle anderen Betriebe diese Variable bedeutungslos wäre, weil die DEA die DMUs im besten Lichte erscheinen lässt.¹¹

Kurz zusammengefasst entstehen zwei Probleme, zum einen der Wertebereich, der so-

¹¹Dieses kann durch die Darstellung der Gewichtungsfaktoren im primalen Modell gezeigt werden.

wohl positive als auch negative Werte umfasst, und zum anderen Beobachtungen mit Nullwerten. Welche Auswege gibt es aus der Saldenproblematik? REINHARD ET AL. (2000) hatten in ihrem Datensatz nur wenige Beobachtungen mit negativen Salden und zogen es vor, diese aus dem Datensatz zu entfernen. Diese Vorgehensweise ist nur dann möglich, wenn ein sehr geringer Teil des Datensatzes betroffen ist. Alternativ könnten alle Werte um den maximalen negativen Wert, analog zur additiven Inverse erhöht werden, doch diese Vorgehensweise ist aus bereits oben genannten Gründen ungeeignet. Vielmehr sollten die Umweltvariablen den üblichen Qualitätsansprüchen, die auch an traditionelle Inputs und Outputs gestellt werden, genügen. Das bedeutet, dass die Umweltkennzahlen kardinal skaliert sein müssen und auch in ihrer Höhe miteinander ins Verhältnis gesetzt werden können müssen, denn die äquiproportionale Effizienzmessung stützt sich auf die Verhältnismäßigkeit (eine Verdopplung der Umweltkennzahl sollte auch eine Verdopplung des Umweltschadens bedeuten) (ALLEN, 2002).

Es bietet sich an, die Salden hinsichtlich ihrer Wirkungen genau zu untersuchen. So zeigt die Literatur (siehe z.B. ECKERT ET AL., 1999), dass nicht nur (hohe) positive Salden aufgrund ihrer Gewässer- und Luftbelastung als negative Umweltwirkungen zu kennzeichnen sind, sondern auch (hohe) negative Salden negativ zu beurteilen sind, da diese zu einer Aushagerung der Böden beitragen. Ziel einer besonders umweltverträglichen Landbewirtschaftung ist daher, einen ausgeglichenen Saldo zu erreichen (ECKERT ET AL., 1999). Die Boniturnoten in der KUL-Klassifizierung zeigen, dass eine Unterschreitung eines ausgeglichenen Stickstoffsaldos ähnlich zu bewerten ist wie eine entsprechend hohe Überschreitung. Aus diesem Grund kann der Betrag des Saldos gebildet und als Variable ins Modell genommen werden. Damit kann das Problem des Wertebereichs gelöst werden. Dennoch verbleibt das Problem, dass Beobachtungen zufällig genau einen Saldo von Null erreichen könnten. Auch wenn dieses nicht genau zutreffen mag, bereiten kleine Salden ähnliche Probleme, weil auch sie zur Folge haben könnten, dass die Umweltwirkung bspw. nur ein Vierzigstel betragen dürfte, wenn z.B. Betrieb A einen Saldo von Eins und Betrieb B von Vierzig hat. Der Hinweis, dass der Saldo nur ein Vierzigstel vom derzeitigen betragen dürfte, um effizient zu sein, ist jedenfalls für den Betrieb B wenig hilfreich, vor allem auch, weil er, wenn der Referenzbetrieb statt eines Saldos von eins, einen Saldo von zwei, also unwesentlich mehr aufweisen würde, seinen unerwünschten Output nur noch um ein Zwanzigstel reduzieren müsste. Insbesondere weil der Stickstoffsaldo äußeren Einflüssen ausgesetzt ist und gar nicht so exakt vom Landwirt gesteuert werden kann, ist der Erkenntnisgewinn sehr gering. Es erscheint daher

besser, eine Art Untergrenze einzuführen, die auf einer Höhe liegt, die gerade die Grenze des üblichen Schwankungsbereichs darstellt. Die Schwankungsbreiten können von Frucht zu Frucht unterschiedlich sein, deshalb sollte hier eine möglichst pragmatische Lösung gefunden werden. So werden z.B. in der KUL-Klassifikation Grenzen für unvermeidbare Belastungen genannt, denn ECKERT ET AL. (1999) betonen, dass der Optimalsaldo nur innerhalb einer gewissen Streubreite einzuhalten ist. Solche aus der Literatur bekannten Werte können übernommen werden.

Bezogen auf den N-Saldo sind je nach Über- bzw. Unterschreitung unterschiedliche Wirkungen anzutreffen. Überschreitet der Saldo die Zielvorstellung ist eine Auswaschung die Folge. Unterschreitet der Saldo das Ziel, liegt also ein negativer N-Saldo vor, der einen negativen Wert jenseits der Untergrenze im negativen Wertebereich annimmt, verliert der Boden durch Aushagerung seine Produktivität. Beide Zustände sind aus Sicht der Nachhaltigkeit bedenklich (ECKERT ET AL., 1999). Wenn beide Umweltwirkungen eine vergleichbare Umweltbelastung darstellen, wie es in der KUL-Klassifizierung angenommen wird¹², kann der Absolutbetrag gebildet werden.

Die angesprochene Möglichkeit, einen Saldo von Null zu erreichen, hat auch Auswirkungen auf die von FÄRE ET AL. (2005) getroffene Annahme der Koppelproduktion („Null-Jointness“), die ausdrückt, dass ohne Produktion der unerwünschten Umweltwirkung keine Produktion der erwünschten Outputs möglich ist. Diese Annahme trifft nämlich in diesem Fall nicht auf Salden zu, wie in Abbildung 4.5 verdeutlicht wird.

Die Abbildung zeigt exemplarisch den Ertrag in Abhängigkeit des Stickstoffsaldos. Es ist durchaus möglich, mit einem ausgeglichenen N-Saldo eine bestimmte Menge des Gutes Y zu produzieren, anders ausgedrückt, die Produktion des Gutes Y ist nicht zwangsläufig mit einem positiven N-Saldo verbunden. Genau den umgekehrten Fall zeigt die gestrichelte Produktionsfunktion, mit der repräsentiert wird, dass zwar Stickstoffsalden anfallen, jedoch keine Erträge erzielt werden. So könnte z.B. die durchgezogene Linie im Pflanzenbau zu beobachten sein, während die gestrichelte Linie Verfahren der Tierhaltung kennzeichnet, weil dort Stickstoffsalden aufgrund des Erhaltungsumsatzes der Tiere und Ammoniakverlusten in der Güllelagerung unvermeidlich sind.

Allerdings stellt sich die Frage, ob sich die in der Abbildung gezeigten Zusammenhänge zwischen N-Saldo und Output tatsächlich auf die Zusammenhänge zwischen der Umweltwirkung Stickstoffauswaschung und Output übertragen lassen. Da jedoch zwischen

¹²Eine gleichbedeutende Belastung wird in der KUL-Klassifizierung unter bestimmten Sickerwassermengen angenommen.

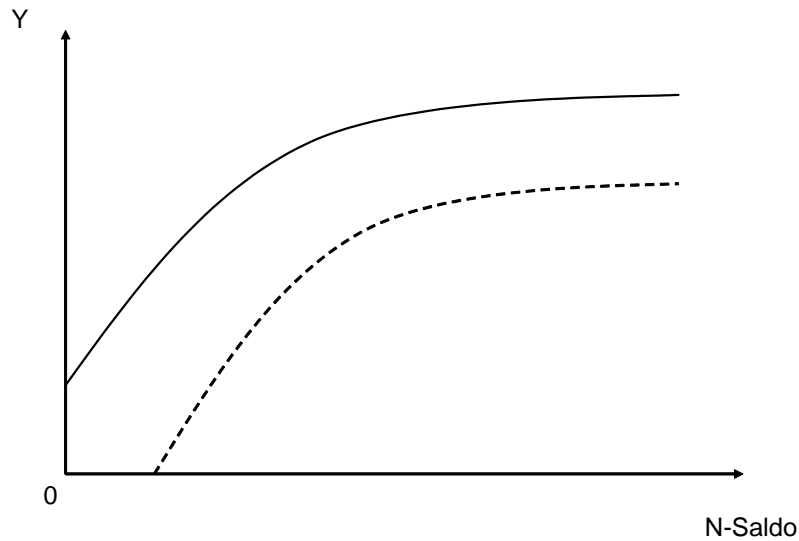


Abbildung 4.5: Saldo-Produktionsfunktion

dem N-Saldo und der Stickstoffauswaschung weitestgehende Übereinstimmungen bestätigt wurden (siehe Abschnitt 3.3.1), kann davon ausgegangen werden. Auf Grund der gezeigten Zusammenhänge erfordern die Produktionsbeziehungen nicht unbedingt eine Produktionsfunktion, die im Ursprung beginnt. Vielmehr ist eine im Ursprung beginnende Produktionsfunktion nur bei reinen Koppelprodukten erforderlich. Liegen demnach keine Koppelprodukteigenschaften vor, spricht dieses gegen die Modellierung unter Annahme der schwachen Verschwendbarkeit, denn die darauf basierenden Modelle setzen die Koppelproduktbeziehung voraus.

Aus genannten Gründen kann es sogar zweckmäßig sein, negative Umweltwirkungen, je nachdem, ob es sich um Salden handelt, unterschiedlich in das Modell zu integrieren. Die unterschiedliche Modellierung kann sich sowohl auf die Verschwendbarkeit als auch auf das Einführen von Untergrenzen beziehen, denn einige Umweltwirkungen können vom Landwirt besser kontrolliert werden als andere und zeigen zudem Koppelprodukteigenschaften.

Die parametrische Effizienzanalyse benötigt keine a-priori Annahme über den Ursprung der Produktionsfunktion. Der Achsenabschnitt wird durch die Schätzung der Konstante β_0 bestimmt. Die DEA ist auch unter der Annahme der freien Verschwendbarkeit in der Lage, die Funktion aus dem Ursprung entspringen zu lassen, indem konstante oder nicht zunehmende Skalenerträge unterstellt werden. Allerdings gilt diese Annahme dann nicht

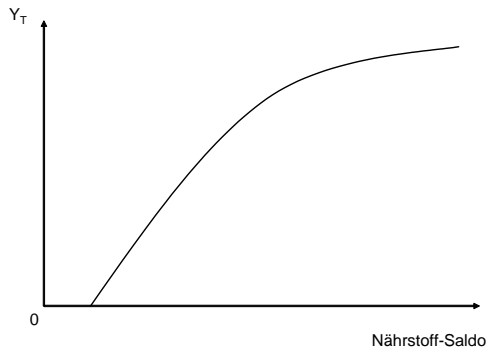


Abbildung 4.6: Nährstoffsaldo-Produktionsfunktion Tierhaltung

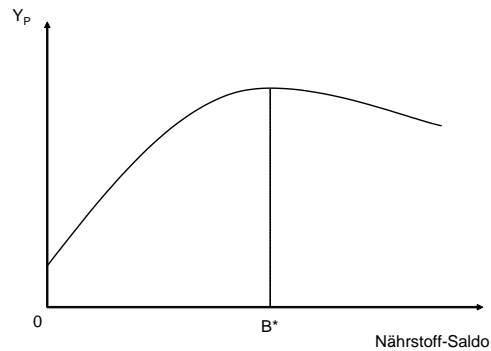


Abbildung 4.7: Nährstoffsaldo-Produktionsfunktion Pflanzenbau

nur für die unerwünschten Umweltwirkungen, sondern auch für die normalen Inputs, wodurch sich eine unnötige Restringierung des Modells ergäbe.

Ein landwirtschaftlicher Betrieb setzt sich aus mehreren Betriebszweigen zusammen, sofern es sich nicht um einen hoch spezialisierten Betrieb handelt. So kann es sein, dass die einzelnen Betriebszweige unterschiedliche Produktionsfrontiers bezüglich der unerwünschten Umweltwirkungen haben. In Abbildung 4.6 und 4.7 sind mögliche Verläufe der Produktionsfunktionen dargestellt. Abbildung 4.6 zeigt eine typische Abhängigkeit des Produktionsoutputs vom Nährstoffsaldo, wie er in der Tierhaltung anzutreffen sein dürfte. SALNYKOV und ZELENYUK (2005) betonen, dass die Produktion eines erwünschten Outputs ein bestimmtes Maß verursachter Umweltbelastungen voraussetzt. Ein weiteres Charakteristikum dieser Frontier ist, dass die Produktionsfrontier monoton steigend ist.¹³ In anderen Betriebszweigen, wie z.B. dem Pflanzenbau (siehe Abbildung 4.7) kann hingegen erwartet werden, dass mit zunehmendem Nährstoffsaldo die Erträge sinken, sobald ein Wert von B^* überschritten wird.

Werden jedoch alle Betriebszweige aggregiert betrachtet, muss unter Annahme der Gewinnmaximierung der Output monoton steigend sein. Es kann somit sein, dass aus einer intensiven Tierhaltung hohe Nährstoffsalden resultieren. Diese Nährstoffsalden werden im Betriebszweig Pflanzenbau eingesetzt und führen dort möglicherweise zu einer Überschreitung der Einsatzmenge B^* . Solange jedoch die Zunahme der Erträge in der Tierhaltung die Abnahme der Erträge im Pflanzenbau übersteigen, ist in der Summe über beide

¹³Erst in einem Bereich eines sehr hohen Nährstoffsaldos kann u.U. mit einem abnehmenden Ertrag gerechnet werden. Dieser Bereich liegt jedoch außerhalb des üblicherweise betrachteten Bereichs. Somit kann von einer monoton steigenden Produktionsfunktion ausgegangen werden.

Betriebszweige ein monoton steigender Verlauf der Produktionsfunktion zu beobachten.

Endogenität

Die parametrische Frontieranalyse bestimmt die Produktionsfrontier, indem die Parameter geschätzt werden. Werden unerwünschte Outputs als Inputs modelliert, so wird auch deren Einfluss auf den Produktionsoutput bestimmt. Doch die unerwünschten Outputs sind ein Ergebnis des Produktionsprozesses und hängen damit von der Höhe der eingesetzten Inputs ab. Für die Schätzung der Produktionskoeffizienten in der parametrischen Effizienzanalyse kann die Endogenität problematisch sein. Zur Identifizierung der Endogenität sollte deshalb die Multikollinearität zwischen den Variablen untersucht werden.

Die nicht-parametrische Effizienzanalyse ist dagegen frei von der Endogenitätsproblematik, da keine Parameter geschätzt werden. Auch Multikollinearität ist für die parametrische Effizienzanalyse kein Problem.

Monotonie

Zu Beginn dieses Abschnitts wurde bereits gezeigt, dass die DEA die Monotonieannahme erfüllt, wenn freie Verschwendbarkeit unterstellt wird. Unter der Annahme der schwachen Verschwendbarkeit können hingegen negative Grenzerträge vorliegen. In der parametrischen Effizienzanalyse kann die Erfüllung der Monotoniebedingung nicht durch eine Technologieannahme sichergestellt werden. Die häufig verwendete Translogfunktion erfüllt nicht notwendigerweise an allen Punkten der Funktion die Regularitätsbedingungen der Monotonie. Zur Erfüllung der Monotoniebedingung müssen die logarithmierten Grenzprodukte (f_i) für alle Inputs positiv sein (DEL VALLE ET AL., 2003). Die Erfahrungen zeigen, dass die Translogfunktionen dazu tendieren, die oben genannten Bedingungen teilweise zu verletzen. Deshalb sollten die Bedingungen an jedem Datenpunkt überprüft werden. Die Monotoniebedingung wird in traditionellen Effizienzanalysen häufig verletzt, in der Praxis gibt es keine Einstimmigkeit darüber, in wie viel Prozent der Fälle die Bedingungen erfüllt sein müssen. Einige Autoren (z.B. CORBO und MELLER, 1979) fordern die Einhaltung an jedem Punkt der Funktion, andere akzeptieren es, wenn für das geometrische Mittel der logarithmierten Inputs die Annahmen erfüllt werden.

Da die Einhaltung der Monotoniebedingung bereits für traditionelle Effizienzanalysen Probleme bereitet, wie empirische Untersuchungen (siehe z.B. BRÜMMER, 2001) zeigen, stellt die Einhaltung dieser Bedingung besonders für „Umweltinputs“ eine Hürde dar. Insbesondere Nährstoffsalden, die aus der Tierhaltung resultieren, können zu negativen

Grenzerträgen in der Durchschnittsfunktion des Gesamtbetriebs führen. Sollte sich für einzelne unerwünschte Umweltwirkungen zeigen, dass die Bedingung nicht erfüllt wird, kann versucht werden, das Modell ohne die betreffende Umweltwirkung zu schätzen.

Auch traditionelle Inputs erfüllen nicht immer die Monotonieannahme. Gülle enthält z.B. gekoppelte Inputs. Wird die Düngungsmenge nach dem Stickstoffgehalt ausgerichtet, werden andere Nährstoffe, wie z.B. Phosphor und Kalium möglicherweise in Mengen ausgebracht, die zu negativen Grenzerträgen führen. Bezogen auf unerwünschte Umweltwirkungen könnte dieser Effekt noch verstärkt auftreten, weil die unerwünschten Umweltwirkungen bei steigendem Einsatz potenziell umweltschädigender Inputs überproportional steigen (siehe BÜCHTER, 2003).

Allgemeine Probleme der Effizienzanalyse

Ein generelles Problem der DEA liegt darin, dass durch Hinzunahme weiterer Variablen die Effizienzwerte zwangsläufig steigen, weil die DEA die maximalen proportionalen Reduktionen aller Inputs betrachtet. Durch die Erweiterung der traditionellen Effizienzanalyse um Umweltwirkungen steigen somit die Effizienzwerte, weil in den neu hinzugenommenen Variablen möglicherweise geringere Reduktionspotenziale erreichbar sind. Auch DMUs, die vergleichsweise hohe negative Umweltwirkungen verursachen, erhalten durch Hinzunahme dieser Variablen keine geringeren Effizienzwerte. Dies widerspricht der Forderung einiger Autoren nach einer negativen Korrelation zwischen unerwünschten Outputs und dem Effizienzwert.

Ein allgemeines Problem der Effizienzanalyse, aber im Besonderen auch der Umwelteffizienzanalyse stellt die ausreichende Stichprobengröße dar. Die Zahl der Beobachtungen ist maßgeblich für die Aussagefähigkeit des Modells und die Höhe der Effizienzwerte. Bei parametrischen Effizienzanalysen kann durch statistische Tests die Modellgüte geprüft und gegebenenfalls die Signifikanz der Modelle abgelehnt werden. Bei nicht-parametrischen Effizienzanalysen gibt es diese Möglichkeit nicht. Hier führt eine geringe Stichprobengröße zwangsläufig zur Identifizierung vieler effizienter DMUs und damit verbundenen zu stark steigenden durchschnittlichen Effizienzwerten. Die Umwelteffizienzanalyse hat sehr darunter zu leiden, da insbesondere die erweiterte Effizienzanalyse traditionelle Größen und Umweltvariablen gemeinsam in das Modell aufnimmt. Die technische Effizienz beinhaltet ausschließlich physische Größen sowohl auf Input- wie auch auf Outputseite. Die Berechnung reiner technischer Effizienz ist nur sehr schwer möglich, da sie hohe Anforderungen an die Datenbasis richtet. Die zu vergleichenden DMUs müssen sehr homogen in

ihrer Produktionsstruktur sein und der Produktionsprozess muss sich auf wenige Inputs und Outputs beschränken. Doch in den meisten Fällen werden mehrere Inputs eingesetzt und mehrere Outputs erstellt. Um unter diesen Voraussetzungen¹⁴ differenzierte Effizienzwerte zu erhalten, ist ein dementsprechend großer Datensatz erforderlich, der jedoch nicht immer zur Verfügung steht. Eine Aggregation der Inputs und Outputs ist somit in vielen Fällen unumgänglich. DYCKHOFF und ALLEN (2001) schlagen vor, Umweltbelastungskategorien aus mehreren unerwünschten Umweltwirkungen zu bilden, die ähnliche Wirkungen haben, bspw. alle den Treibhauseffekt betreffen. Diese können anhand bekannter, allgemein akzeptierter Umrechnungsfaktoren aggregiert werden. Dadurch kann die Zahl der verwendeten Netputs reduziert werden. Bei Vorhandensein von Umweltbelastungen unterschiedlicher Wirkungsrichtungen ist eine Aggregation allerdings nicht möglich.

4.3 Modellierung ausgewählter Lösungsmöglichkeiten

Im vorangegangenen Abschnitt wurden Probleme der Umwelteffizienzanalyse aufgezeigt und Lösungsmöglichkeiten diskutiert. Bevor im nächsten Abschnitt die konkreten Modelle zur Messung der Umwelteffizienz vorgestellt werden, die im anschließenden empirischen Kapitel angewendet werden, soll in diesem Abschnitt gezeigt werden, wie bestimmte Technologieeigenschaften modelliert werden können.

Die in Kapitel 2 vorgestellten Standardmodelle der DEA enthalten eine Zielfunktion und drei bzw. vier Nebenbedingungen, je nachdem ob konstante oder variable Skalenerträge unterstellt werden. In Gleichung 4.6 ist das inputorientierte Standardmodell dargestellt. Die erste Nebenbedingung bezieht sich auf die Outputs, die zweite auf die Inputs, die dritte auf die Skalenniveaufaktoren und die vierte, falls sie genannt wird (deshalb in Klammern dargestellt), auf die Skalenerträge. Je nachdem, ob input- oder outputorientiert betrachtet wird, wird der Effizienzparameter θ bzw. ϕ Teil der Input- oder Outputrestriktion. In alternativen DEA-Modellen, die simultan Verbesserungsmöglichkeiten in Inputs und Outputs betrachten, werden entsprechend in beiden Nebenbedingungen

¹⁴Problem des Verhältnisses zwischen Anzahl der DMUs und Anzahl der Netputs, siehe Kapitel 2.2.3.

Effizienzparameter eingeführt.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.6}$$

Werden nun unerwünschte Umweltwirkungen in das Modell aufgenommen, wird eine zusätzliche Nebenbedingung eingeführt, die diese erfasst. Je nachdem, wie die S unerwünschten Umweltwirkungen (B) modelliert werden sollen, wird die Nebenbedingung formuliert.

Werden die unerwünschten Umweltwirkungen als kontrollierbare Inputs modelliert, ergibt sich folgende zusätzliche Nebenbedingung:

$$\theta_k b_{sk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}. \tag{4.7}$$

Werden die unerwünschten Umweltwirkungen in Form einer nicht-kontrollierbaren Größe modelliert, ist in der Nebenbedingung kein Effizienzparameter enthalten. Die Gleichung 4.8 entspricht damit der Nebenbedingung in Gleichung 2.12

$$b_{sk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}. \tag{4.8}$$

Diese Modellformulierung entspricht ebenso der Modellierung im Fall von positiven Umfeldvariablen (siehe Gleichung 2.13). Werden die unerwünschten Umweltwirkungen als Umfeldparameter modelliert und es ist unklar, welche Auswirkungen sie auf die Produktion der Outputs haben, enthält die Nebenbedingung ein Gleichheitszeichen und entspricht Gleichung 4.9.

$$b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}. \tag{4.9}$$

Auch die schwache Verschwendbarkeit setzt ein Gleichheitszeichen in der Nebenbedingung voraus, benötigt jedoch zusätzlich die Multiplikation mit dem Effizienzparameter θ im Minimierungsmodell oder ϕ im Maximierungsmodell. Die entsprechende Nebenbedingung ist in Gleichung 4.10 dargestellt.

$$\theta_k b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}. \quad (4.10)$$

4.4 Ansätze zur Bestimmung der Umwelteffizienz

In diesem Abschnitt sollen die verschiedenen Modelle der Umwelteffizienzmessung systematisch eingeordnet und bewertet werden.

Zunächst werden die Modelle in die vier in Abschnitt 4.1 vorgestellten Ansätze gegliedert. Diese Gliederung deckt sich mit der Gliederung im empirischen Kapitel (siehe Kapitel 5). Deshalb wird zunächst auch noch auf die traditionelle Effizienzanalyse Bezug genommen, denn sie wird als Vergleichsmaßstab im empirischen Teil verwendet. Somit ergeben sich folgende vier Modellansätze:

- Traditionelle Effizienzanalyse
- Erweiterte Effizienzanalyse
- Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse
- Stoffliche Umwelteffizienzanalyse

Ein Großteil dieses Abschnitts wird für die Vorstellung der Modellspezifikationen der erweiterten Effizienzanalyse, welche die traditionelle Effizienzanalyse um Umweltwirkungen erweitert, verwendet, denn zu diesem Ansatz wurden die meisten Modellspezifikationen entwickelt. Hier sollen auch die Modellspezifikationen vorgestellt werden, die die Annahme der schwachen Verschwendbarkeit treffen, auch wenn diese Annahme im vorangegangenen Abschnitt stark kritisiert wurde. Einige der vorgestellten Modelle werden aufgrund entsprechender Argumente in der empirischen Analyse nicht weiter verfolgt. Die verbliebenen Modelle, die nicht grundsätzlich abgelehnt werden können, werden im empirischen Kapitel angewendet.

Die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse betrachtet als Outputgröße eine Ergebnisgröße, die aus der Differenz von Erlösen und Kosten entsteht, also nicht eine

Erweiterung der traditionellen Effizienzanalyse darstellt. Als Inputs werden nur die unerwünschten Umweltwirkungen betrachtet. Die stoffliche Umwelteffizienzanalyse stellt ebenso keine Erweiterung dar, weil die Inputs der traditionellen Messung nicht berücksichtigt werden. Als Output wird hier eine nicht-monetäre Größe verwendet, die die Aggregation sämtlicher Outputs der traditionellen Effizienzanalyse ermöglicht. In der landwirtschaftlichen Produktion erscheint die produzierte Energie als geeignetste Größe. Alternativ wäre auch die Produktion von Eiweiß als Messgröße denkbar.

In der nicht-parametrischen Effizienzanalyse kann zwischen der Modellierung konstanter und variabler Skalenerträge gewählt werden. In der Betrachtung landwirtschaftlicher Betriebe als Ganzes sollten variable Skalenerträge unterstellt werden, um die Betriebe nicht aufgrund ihrer Größe zu diskriminieren. Deshalb werden in den nun folgenden Modellen variable Skalenerträge angenommen.

4.4.1 Traditionelle Effizienzanalyse

Die Bestimmung der Technologiemenge ist bereits in Kapitel 2 ausführlich erfolgt, deshalb wird an dieser Stelle auf Gleichung 2.10 verwiesen. Die stochastische Frontieranalyse wurde im methodischen Teil bereits ausführlich vorgestellt (siehe Seite 11 ff.). Auch die DEA wurde im methodischen Teil vorgestellt, dennoch soll die Modellierung an dieser Stelle noch einmal kurz wiederholt werden, da die nachfolgenden Modelle direkt darauf aufbauen.

In Gleichung 4.11 ist das lineare Programmierungsmodell für den Betrieb k dargestellt. Betrieb k ist ein Betrieb aus der Menge $i=1, \dots, k, \dots, I$. Es werden Inputs (X) aus der Menge $\{X_n, n = 1, \dots, N\}$ eingesetzt, um Outputs (Y) der Menge $\{Y, m = 1, \dots, M\}$ zu produzieren. Die Skalenniveaufaktoren (λ_{ik}) müssen größer als Null sein und sofern variable Skalenerträge unterstellt werden, muss die Summe der Skalenniveaufaktoren gleich Eins sein.¹⁵

¹⁵Die entsprechende Nebenbedingung wird in Klammern dargestellt, da je nach Modellwahl (variable oder konstante Skalenerträge) diese Nebenbedingung aktiviert wird.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.11}$$

An dieser Stelle folgt eine Vorstellung empirischer Studien, die traditionelle Effizienzanalysen landwirtschaftlicher Betriebe durchgeführt haben. Dieser Literaturüberblick soll vor allem eine Übersicht über die verwendeten Inputs und Outputs, die Modellformulierungen und Motive der Effizienzanalysen bzw. deren Untersuchungsgegenstand geben. Darüber hinaus soll gezeigt werden, welche effizienzbestimmenden Faktoren ermittelt werden konnten.

Empirische Studien der traditionellen Effizienzanalyse landwirtschaftlicher Produktionsprozesse sind größtenteils ähnlich aufgebaut. In der nicht-parametrischen Effizienzanalyse kommt i.d.R. eine inputorientierte Betrachtung zum Einsatz. Einige Studien legen die Annahme konstanter Skalenerträge zu Grunde, üblicherweise werden jedoch variable Skalenerträge unterstellt. Die parametrische Effizienzanalyse betrachtet outputorientiert und es werden in der Regel Cobb-Douglas- bzw. Translog-Produktionsfunktionen verwendet.

Während sich die nicht-parametrischen Analysen mit der Ermittlung der Ineffizienzen und der Aufdeckung von Einsparungspotenzialen beschäftigen, haben parametrische Analysen mehr die Bestimmung der Produktionselastizitäten und die Einflussfaktoren auf die Höhe der Effizienz im Blickfeld. Doch auch in der DEA werden Bestimmungsfaktoren der Effizienz mittels Tobit-Regressionen herausgearbeitet.

Eine traditionelle Effizienzanalyse wurde z.B. von BALMANN und CZASCH (2001) durchgeführt. Dort wurden Effizienzunterschiede zwischen unterschiedlichen Betriebsformen und Rechtsformen landwirtschaftlicher Unternehmen in Brandenburg berechnet. Als Inputs dienten Arbeit, Boden, Abschreibungen und Vorleistungen, als Outputs die Erlöse aus Pflanzenproduktion, Tierproduktion sowie Subventionen und Sonstiges. Die Arbeit

wurde in Anzahl der Arbeitskräfte (AK) gemessen. Als Indikator für den Bodeneinsatz diente die Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) multipliziert mit der Ertragsmesszahl pro ha. Dieser Indikator soll die unterschiedliche Bodengüte mit berücksichtigen, da dadurch Auswirkungen auf die erzielten Erträge resultieren. Als Indikator für den Kapitaleinsatz wurden die Abschreibungen verwendet, mit der Begründung, dass diese bei Annahme linearer Abschreibung die Kapitalkosten erheblich sachgerechter approximieren als bspw. das Anlagekapital. Das Anlagekapital würde systematisch solche Unternehmen diskriminieren, die vorwiegend mit neuen Anlagen wirtschaften. Als Ergebnis zeigt sich, dass Familienbetriebe und Personengesellschaften unabhängig von ihrer Betriebsform effizienter sind als juristische Personen. Das Effizienzniveau der Futterbaubetriebe liegt dort im Mittel unter dem Niveau der Marktfruchtbaubetriebe. Die Effizienzunterschiede werden im Zeitablauf geringer.

In jüngster Zeit wurden viele Studien über osteuropäische Transformationsländer durchgeführt (siehe CURTISS (2000), MATHIJS und VRANKEN (2000) BRÜMMER (2001), DAVIDOVA und LATRUFFE (2004) sowie LISSITSA und ODENING (2005)), weil hier große Effizienzunterschiede vermutet werden. Ebenso finden sich Studien über ostdeutsche Betriebe zur Bestimmung der Effizienz unterschiedlicher Rechtsformen und Betriebsgrößen CZASCH ET AL. (2000) sowie Vergleiche zwischen west- und ostdeutschen Betrieben (siehe THIELE und BRODERSEN (1999) und PLESSMANN (2000)). Andere Studien beschäftigen sich mit dem ökologischen Landbau GUBI (2006), OUDE LANSINK ET AL. (2002) oder mit Investitionsförderungsprogrammen (BRÜMMER und LOY, 1997).

Die Auswahl der Input- und Outputgrößen unterscheidet sich kaum zwischen SFA und DEA. Als Output wird der Hauptoutput (Milch oder Getreide) zumeist in Geldeinheiten aggregiert betrachtet und in einigen Analysen durch einen weiteren Output, der die übrigen Erlöse abbildet, ergänzt (BRÜMMER (2001)). Vereinzelt verwenden Getreideeinheiten als naturalen Output (siehe z.B. PLESSMANN, 2000). Die Inputs repräsentieren zumeist den Einsatz von Arbeit, Land, Kapital und variablen Inputs. Arbeit wird in Anzahl der Arbeitskräfte oder in Arbeitskraftstunden erfasst, Land wird in Hektar Landwirtschaftliche Nutzfläche oder Ackerfläche gemessen. Der Kapitaleinsatz wird durch die Höhe der Abschreibungen in Euro approximiert und die variablen Inputs werden in Euro erfasst.

LISSITSA und ODENING (2005) führen eine DEA konventionell wirtschaftender ukrainischer Betriebe durch. Als Inputgrößen verwenden sie Arbeit, Land, Vorleistungen und Kapital in Form von Abschreibungen. Die Berücksichtigung von Kapital in Form der Ab-

schreibungen hat ihrer Meinung nach gegenüber der Messung des Gesamtkapitals den Vorteil, dass die Investitionsströme gleichmäßig betrachtet werden und nicht Betriebe mit hohen Investitionen, die in Transformationsländern häufig zu finden sind, benachteiligt werden. Die Outputs werden in tierische und pflanzliche Erzeugung unterteilt. DAVIDOVA und LATRUFFE (2004) verwenden eine DEA, um die Effizienz tschechischer Marktfrucht- und Viehhaltungsbetriebe mit unterschiedlichen Rechtsformen zu untersuchen. Für Marktfruchtbaubetriebe wird die Landwirtschaftliche Nutzfläche, für viehhaltende Betriebe die Anzahl der Tiere neben den weiteren Inputvariablen Arbeit, Abschreibungen plus Zinsen als Kapitalproxy und variablen Inputs erfasst, als Outputgröße dienen die gesamten Einnahmen der Betriebe. Die Effizienzmessung zeigt höhere mittlere Werte für Genossenschaften als für Personengesellschaften. Auch sie führen eine Tobitanalyse auf zweiter Stufe durch und kommen zu dem Ergebnis, dass je nach Betriebsform unterschiedliche Faktoren die Effizienz bestimmen. Die Betriebsgröße hat einen negativen und der Pachtlandanteil einen positiven Einfluss auf die Effizienz der viehhaltenden Betriebe, der Pachtlandanteil hat ebenfalls einen positiven Einfluss auf die Effizienz der Marktfruchtbaubetriebe. In einer zweiten Studie vergleichen LATRUFFE ET AL. (2004) die Ergebnisse der DEA mit der SFA und stellen bei der SFA einheitlichere Ergebnisse zwischen den Betriebsformen fest. So wird in beiden Betriebsformen die Effizienz von der Betriebsgröße und der Bodenqualität positiv beeinflusst, für die Marktfruchtbetriebe hat zudem auch die Marktintegration einen signifikant positiven Einfluss. Die Produktionselastizitäten sind positiv für Arbeitskraftstunden und variable Inputs und im Falle der viehhaltenden Betriebe auch für Land. Das negative Vorzeichen für Land bei den Ackerbetrieben überrascht die Autoren, es ist aber nicht signifikant. Demgegenüber ist das Vorzeichen für Abschreibung plus Zinsen bei beiden Betriebsformen signifikant negativ. Dieses bedeutet eine Verletzung der Monotoniebedingung, weil die Frontier im Mittel bei Steigerung der Summe aus Abschreibungen und Zinsen zu niedrigeren Outputs führt. Ebenfalls mit der Rechtsform und Betriebsform beschäftigen sich CZASCH ET AL. (2000). Sie untersuchen mit der DEA brandenburgische Marktfrucht- und Futterbaubetriebe und erfassen die Inputvariable nicht in Hektar Landwirtschaftliche Nutzfläche, sondern als Ertragsmesszahl des Betriebes, um gleichzeitig auch die Bodenqualität mit abzubilden. Als weitere Inputs werden Arbeit und Vorleistungen erfasst, die Outputs werden erneut als Erlöse der tierischen und pflanzlichen Produktion ermittelt. THIELE und BRODERSEN (1999) vergleichen west- und ostdeutsche Betriebe miteinander und verwenden die fünf Inputs Arbeitskräfte, Land, Kapital (gemessen in Bilanzsumme ohne Land und va-

riable sowie sonstige Inputs), variable Inputs und sonstige Inputs. Auf der Outputseite differenzieren sie zwischen pflanzlichen, tierischen und sonstigen Erträgen. Wie CZASCH ET AL. beschränken sie ihre Analyse auf die einstufige Analyse und betrachten die technischen und Skaleneffizienzwerte.

CURTISS (2000) wendet die SFA an, um tschechische Marktfruchtbaubetriebe hinsichtlich ihrer technischen Effizienz und Wettbewerbsfähigkeit zu untersuchen. Sie verwendet als Inputvariablen direkte und indirekte Kosten, Arbeit in Form von Lohnkosten, Maschineneinsatz sowie Land. Zur Erklärung der Ineffizienz verwendet sie die Betriebsgröße (in ha Betriebsfläche), die Spezialisierung, sowie Dummyvariablen für die Betriebsform und die Zeit. Die Bestimmung der Produktionselastizitäten zeigt signifikant positive Werte für Landwirtschaftliche Nutzfläche und direkte Kosten. Die Produktionselastizität für Lohnkosten ist hingegen nicht signifikant und nimmt für Raps- und Zuckerrübenanbauer sogar ein negatives Vorzeichen, für Weizenanbauer ein positives Vorzeichen an. Als effizienzbestimmende Faktoren werden die Betriebsfläche, die Spezialisierung sowie Dummyvariablen für die Betriebsform und Zeit untersucht. Es zeigt sich, dass die Weizenproduzenten höhere durchschnittliche Effizienzwerte erreichen als die Zuckerrübenanbauer und die Rapsanbauer. Doch es konnte ebenfalls gezeigt werden, dass die Effizienz der Weizen- und Rapsproduzenten im Zeitablauf gestiegen ist.

Auch die Untersuchung von BATTESE und BROCA (1997) beruht auf einer SFA und beschäftigt sich mit pakistanischen Weizenanbauern. Diese Untersuchung ist hervorzuheben, weil sie sich mit verschiedenen SFA Modellen beschäftigt, die sich hinsichtlich des Periodeneinflusses und der übrigen effizienzbestimmenden Faktoren unterscheiden. Der Output, gemessen in kg Weizen, wird durch die Inputs Landwirtschaftliche Nutzfläche, Arbeitskraft, Saatgut- und Düngereinsatzmenge geschätzt. Weitere erklärende Variablen sind Betriebsleiteralter und -ausbildung, Kreditbeschränkung sowie eine Dummyvariable für Pacht bzw. Eigentum des bewirtschafteten Landes. Die SFA-Modelle „time-varying inefficiency model“ (BATTESE, 1992), „inefficiency effects model for panel data“ (BATTESE und COELLI, 1995) und „non-neutral frontier model“ zeigen Unterschiede in der Effizienzhöhe, jedoch kommen alle zu dem Ergebnis, dass die Variablen Land, Saatgut- und Düngereinsatzmenge signifikant positive Elastizitäten aufweisen, während für die Variable Arbeit in zwei der drei Untersuchungen ein negativer, jedoch nicht signifikanter Einfluss zu erkennen ist.

Zur Messung des Einflusses einzelbetrieblicher Investitionsförderungen wenden BRÜMMER und LOY (1997) ebenfalls eine SFA an. Die Untersuchung basiert auf einem unba-

lancierten Datenpanel konventioneller schleswig-holsteiner Milchviehbetriebe über acht Wirtschaftsjahre. Das Ergebnis zeigt, dass durch die Investitionsförderung keine Steigerung der Effizienz erreicht wird. Die Autoren begründen dies mit Restriktionen bei der Förderung und agrarpolitischen Rahmenbedingungen, insbesondere der Milchquote.

BRÜMMER (2001) wendet sowohl eine SFA als auch eine DEA auf slowenische Betriebe an und verwendet die Inputs Arbeit, Kapital (gemessen in der Summe des Gesamtvermögens inklusive Tiervermögen), Land und Vorleistungen, der Output wird gemessen als Gesamtertrag. Die Ergebnisse der SFA zeigen, dass bis auf Arbeit alle Inputs signifikant positive Elastizitäten aufweisen. Die durchschnittlichen Effizienzwerte liegen in den Jahren 1995 und 1996 bei 0,75 und 0,74 mit der SFA sowie 0,43 und 0,45 mit der DEA und variieren kaum zwischen den Jahren. Die Rangkorrelation zwischen den beiden Methoden beträgt 0,69 und zeigt damit einen signifikanten Zusammenhang. Es konnte ein negativer Einfluss auf die Effizienz nachgewiesen werden für Nebenerwerbslandwirte, spezialisierte Betriebe, spezialisierte viehhaltende Betriebe und Betriebe in einer Höhenlage von mehr als 600 Metern. LISSITSA und ODENING (2005) ermitteln hingegen einen positiven Einfluss der Spezialisierung auf die Effizienz. PUIG-JUNOY und ARGILÉS (2000) können keinen Einfluss der Spezialisierung ermitteln.

4.4.2 Erweiterte Effizienzanalyse

Auch für die erweiterte Effizienzanalyse kommen sowohl parametrische als auch nicht parametrische Methoden zur Anwendung, die im Folgenden vorgestellt werden. Die präsentierten Modelle werden im empirischen Kapitel angewendet, sofern keine triftigen Gründe grundsätzlich gegen die Modellierung sprechen.

4.4.2.1 Parametrische Frontieranalysen zur Messung der erweiterten Effizienz

Die stochastische Frontieranalyse wurde von REINHARD ET AL. (1999, 2000) zur Messung der Umwelteffizienz genutzt.¹⁶ Die Umwelteffizienz wird als Verhältnis des minimal möglichen zum beobachteten Einsatz der unerwünschten Umweltwirkungen auf gegebenem Niveau der traditionellen Inputs und Outputs bestimmt. Es wird somit bestimmt,

¹⁶Der Beitrag aus dem Jahr 2000 stellt eine Erweiterung des Beitrags des Jahres 1999 dar, indem die Umwelteffizienzmessung um weitere umweltschädliche Inputs erweitert und ein Vergleich der parametrischen mit den nicht parametrischen Methoden durchgeführt wurde. Daher beziehen sich die weiteren Ausführungen auf den neueren der beiden Beiträge.

um wie viel die unerwünschten Umweltwirkungen bei konstanten Inputs und Outputs reduziert werden können.

In der Studie werden die unerwünschten Umweltwirkungen wie normale Inputs betrachtet, es werden also auch für die unerwünschten Umweltwirkungen Parameter geschätzt, wie der folgenden Gleichung zu entnehmen ist.

$$Y_{it} = f(X_{it}, B_{it}, \beta, \omega, \zeta) \exp(V_{it} - U_i), \quad (4.12)$$

wobei der Index i für die Betriebe steht und für die Jahre der Index t verwendet wird.

Y_{it} bezeichnet das Produktionsniveau,

X_{it} ist ein Vektor der traditionellen Inputs,

B_{it} ist ein Vektor der schädlichen Umwelteinputs,

β, ω und ζ sind die Parameter, die geschätzt werden,

V_{it} ist der symmetrische Zufallsfehler, der unabhängig und identisch verteilt ist als $N(0, \sigma_v^2)$,

U_i ist die nicht-negative Fehlerkomponente, die unabhängig und identisch verteilt ist als $N^+(\mu, \sigma_u^2)$.

Das Modell wird somit um die unerwünschten Umweltwirkungen B_{it} , sowie deren geschätzte Parameter ω und ζ erweitert. Zunächst wird wie in der traditionellen SFA die outputorientierte technische Effizienz geschätzt. Die technische Effizienz (TE) unter Einbeziehung von Umweltwirkungen ergibt sich aus dem Verhältnis des beobachteten Outputs zum maximal möglichen stochastischen Output. Dieses entspricht $\exp(-U_i)$, siehe Gleichung 4.13.

$$TE_{it} = \frac{Y_{it}}{f(X_{it}, B_{it}, \beta, \omega, \zeta) \exp(V_{it})} = \exp(-U_i). \quad (4.13)$$

Da $U_i \geq 0$, ist $0 \leq \exp(-U_i) \leq 1$.

Als Funktionsform wird eine flexible Translog Produktionsfunktion unterstellt, so dass Gleichung 4.12 geschrieben werden kann als

$$\begin{aligned} \ln Y_{it} = & \beta_0 + \sum_{n=1}^N \beta_n \ln x_{itn} + \sum_{s=1}^S \omega_s \ln b_{its} + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^N \sum_{h=1}^H \beta_{nh} \ln x_{itn} \ln x_{ith} \\ & + \frac{1}{2} \sum_{s=1}^S \sum_{l=1}^L \omega_{sl} \ln b_{its} \ln b_{itl} + \sum_{n=1}^N \sum_{s=1}^S \zeta_{ns} \ln x_{itn} \ln b_{its} + v_{it} - u_i, \end{aligned} \quad (4.14)$$

wobei $\beta_{nh} = \beta_{hn}$ und $\omega_{sl} = \omega_{ls}$. Der Schätzparameter ω bezeichnet unerwünschte Umweltwirkungen bzw. Quadrate und Kreuzterme der unerwünschten Umweltwirkungen. Der Parameter ζ bezeichnet gemischte Kreuzterme aus unerwünschten Umweltwirkungen und traditionellen Inputs, β steht weiterhin nur für die Parameter der traditionellen Inputs. Nun folgen die Schritte zur Berechnung der Umwelteffizienz. Die Umwelteffizienz wird von REINHARD ET AL. (2000) als Einsparungspotenzial der unerwünschten Umweltwirkungen in Form des Verhältnisses des minimal möglichen zum beobachteten Einsatz der unerwünschten Umweltwirkungen geschätzt. Somit werden die technischen Effizienzwerte in der SFA outputorientiert ermittelt und die Umwelteffizienzen in einem weiteren Schritt inputorientiert berechnet. Um zum Umwelteffizienzwert $(EE_{it})^{17}$ zu gelangen, muss zunächst für jeden Betrieb die minimal mögliche Menge unerwünschter Umweltwirkungen berechnet werden. Dazu sind einige Umformungen und Ersetzungen vorzunehmen, die im Folgenden vorgestellt werden.

Der Logarithmus des Outputs eines *technisch effizienten* Produzenten, der X und B nutzt, um Y^F zu produzieren¹⁸ – abgesehen von der stochastischen Komponente V_{it} – kann ermittelt werden, wenn in Gleichung 4.14 die Ineffizienz $U_i = 0$ gesetzt wird. Der Logarithmus des Outputs eines *ökologisch effizienten* Produzenten, der X und B^F ¹⁹ nutzt, um Y_{it} zu produzieren – abgesehen von der stochastischen Komponente V_{it} – kann ermittelt werden, wenn B durch $EE_{it} \bullet B_{it}$ (wenn $B_s^F/B_{its} = B_l^F/B_{itl} = EE_{it}$) ersetzt und in Gleichung 4.14 $U_i = 0$ gesetzt wird.

$$\begin{aligned} \ln Y_{it} = & \beta_0 + \sum_{n=1}^N \beta_n \ln x_{itn} + \sum_{s=1}^S \omega_s \ln(EE_{it} \bullet b_{its}) + \sum_{n=1}^N \sum_{s=1}^S \zeta_{ns} \ln x_{itn} \ln(EE_{it} \bullet b_{its}) \\ & + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^N \sum_{h=1}^H \beta_{nh} \ln x_{itn} \ln x_{ith} + \frac{1}{2} \sum_{s=1}^S \sum_{l=1}^L \omega_{sl} \ln(EE_{it} \bullet b_{its}) \ln(EE_{it} \bullet b_{itl}) + v_{it}. \end{aligned} \quad (4.15)$$

Der Output des betrachteten Betriebes ist definiert in 4.14 und ist gleich dem Output des umwelteffizienten Betriebes, der in 4.15 definiert wird. Werden die Gleichungen 4.14 und 4.15 gleichgesetzt, wird die Isolierung des Logarithmus des stochastischen Umweltef-

¹⁷EE steht für Environmental Efficiency.

¹⁸ Y^F symbolisiert den Frontieroutput.

¹⁹ B^F steht für die Menge unerwünschter Umweltwirkungen, die der Frontierbetrieb benötigt, um den Frontieroutput Y^F zu produzieren.

fizienzmaßes ermöglicht.

$$\begin{aligned} & \sum_{s=1}^S \omega_s \ln EE_{it} + \sum_{n=1}^N \sum_{s=1}^S \zeta_{ns} \ln x_{itn} \ln EE_{it} \\ & + \frac{1}{2} \sum_{s=1}^S \sum_{l=1}^L \omega_{sl} \left[(\ln EE_{it})^2 + \ln EE_{it} \cdot (\ln b_{its} + b_{itl}) \right] + u_i = 0, \end{aligned} \quad (4.16)$$

resultiert in

$$\frac{1}{2} \sum_{s=1}^S \sum_{h=1}^H \omega_{sh} (\ln EE_{it})^2 + g_{it} (\ln EE_{it}) + u_i = 0, \quad (4.17)$$

mit $g_{it} = \sum_{s=1}^S \omega_s + \sum_n \sum_s \zeta_{ns} \ln X_n + \frac{1}{2} \sum_s \sum_{l=1}^L \omega_{sl} (\ln b_{its} + \ln b_{itl})$. Der Term g_{it} ist gleich $\sum_{s=1}^S (\partial \ln Y / \partial \ln b_{its})$, der Summe der Outputelastizitäten der unerwünschten Umweltwirkungen. Der Term g_{it} ist positiv, wenn die Monotoniebedingungen erfüllt sind. Die Anwendung der Wurzelfunktion ergibt die Lösung für $\ln EE_{it}$:

$$\ln EE_{it} = \frac{-g_{it} \pm \sqrt{g_{it}^2 - 2u_i \sum_{s=1}^S \sum_{l=1}^L \omega_{sl}}}{\sum_{s=1}^S \sum_{l=1}^L \omega_{sl}}. \quad (4.18)$$

Die Umwelteffizienz wird mit Berechnung der positiven Wurzel ($' + \sqrt{}$ ') in Gleichung 4.18 ermittelt. Die positive Wurzel wird gewählt, da ein technisch effizienter Betrieb notwendigerweise auch Umwelteffizient ist, und $U_i = 0 \Rightarrow \ln EE_{it} = 0$ nur dann zutrifft, wenn die positive Wurzel benutzt wird. Werte von $U_i \geq 0$ führen zu einer Umwelteffizienz ($\ln EE_{it} \leq 0$), unabhängig vom Vorzeichen von $\sum_{s=1}^S \sum_{l=1}^L \omega_{sl}$, wenn die Monotoniebedingungen erfüllt sind. Aus dieser Gleichung kann geschlossen werden, dass die Berechnung der Umwelteffizienz eine Translogfunktion voraussetzt. Bei Anwendung einer Cobb-Douglas Funktion ergibt der Nenner Null, wodurch der gesamte Bruch nicht definiert ist.

REINHARD ET AL. (1999) weisen darüber hinaus darauf hin, dass es in der SFA einen Zielkonflikt zwischen der Aggregation von Variablen auf der einen Seite und Multikollinearität auf der anderen Seite gibt. Die Aggregation von Variablen führt zum Verlust von Informationen bei der Schätzung des Modells. Multikollinearität kann zu Über- und Unterschätzungen sowie Vorzeichenfehlern führen. Eine Lösung des Problems der Multikollinearität liegt im Auslassen von Variablen. Besonders im Fall der Umwelteffi-

zienzaanalyse, in der die traditionelle Effizienzanalyse um zusätzliche Variablen erweitert wird, steigt die Zahl der Variablen im Translog-Modell stark an.

Die parametrische Frontieranalyse schätzt den Einfluss der einzelnen Inputs auf den Output. Die Monotoniebedingung fordert positive Elastizitäten für alle Inputs. Doch selbst wenn diese Bedingung erfüllt ist, können sich geringe Elastizitäten für die geschätzten Umweltparameter ergeben, weil die unerwünschten Umweltwirkungen nur geringen Einfluss auf den Produktionsoutput haben und Landwirte aufgrund der geringen betriebswirtschaftlichen Bedeutsamkeit mehr oder weniger Rücksicht auf die Verschwendung dieser Outputs nehmen.

Falls die Landwirte aufgrund stochastischer Einflüsse die Menge der unerwünschten Umweltwirkungen nur in gewissen Schwankungsbreiten kontrollieren können, wie auf Seite 90 beschrieben wird, kann dies zur Verletzung der Monotoniebedingung führen. Negative Elastizitäten für unerwünschte Umweltwirkungen widersprechen somit nicht der ökonomischen Theorie, die für die Produzenten die Annahme der Gewinnmaximierung trifft. Die Verletzung der Monotoniebedingung könnte jedoch dazu führen, dass die Berechnung der Umwelteffizienz nicht mehr möglich wäre, weil die Summe der Outputelastizitäten und damit auch der Term b_{it} nicht positiv ist.

Die Berechnung des Umwelteffizienzwertes kann kritisch betrachtet werden, wie im Folgenden illustriert wird. Wenn ein unerwünschter Output in hohem Maße produziert wird, der nur wenig zur Steigerung des Produktionsoutputs beiträgt, also eine geringe Elastizität aufweist, hat dieser weniger Einfluss auf den Umwelteffizienzwert als wenn für diesen eine hohe Elastizität errechnet worden wäre. In dem Fall, dass alle unerwünschten Outputs die Umwelt gleichermaßen beeinträchtigen, ergibt sich dadurch eine Verzerrung zu Gunsten der Betriebe, die diejenigen unerwünschten Outputs verschwenden, die nur wenig zur Steigerung des erwünschten Outputs beitragen. Diese Verzerrung ist kritisch zu beurteilen, denn gerade Verschwendungen der unerwünschten Outputs, die wenig zum Output beitragen, ließen sich relativ leicht, d.h. zu geringen Kosten, vermeiden.

4.4.2.2 Nicht-parametrische Frontieranalysen zur Messung der erweiterten Effizienz

In diesem Unterabschnitt werden die nicht-parametrischen Modelle zur Messung der erweiterten Effizienz vorgestellt. Dabei sollen zum einen die Modelle, die auf der Annahme der schwachen Verschwendbarkeit beruhen, zum anderen die Modelle, die die freie

Verschwendbarkeit zu Grunde legen, vorgestellt werden. Erstgenannte Modelle finden sich in den Arbeiten von BALL ET AL. (1994), TYTECA (1997) und CHUNG ET AL. (1997) und bauen auf der Studie von FÄRE ET AL. (1989) auf, die erstmals die schwache Verschwendbarkeit im Zusammenhang mit Umweltwirkungen anwendete. Modelle unter Annahme der freien Verschwendbarkeit finden sich bei HAILU und VEEMAN (2001), ALLEN (2002) und REINHARD ET AL. (2000).

Bei den nicht-parametrischen Modellen ergibt sich die Erweiterung der traditionellen Effizienzanalyse durch Hinzunahme einer weiteren Nebenbedingung für die unerwünschten Umweltwirkungen (B). Es wird angenommen, dass insgesamt S Umweltwirkungen beobachtet werden können. Die vorgestellten Modelle unterscheiden sich im Wesentlichen durch die Richtung, in der sich die beobachteten DMUs an ihren Referenzeinheiten orientieren sollen. Die Vorstellung beginnt mit den Modellen, die schwache Verschwendbarkeit für die unerwünschten Umweltwirkungen annehmen.²⁰

Umweltwirkungen schwach verschwendbar - undesirable output orientiert

Die Modellierung der schwachen Verschwendbarkeit ergibt sich durch ein Gleichheitszeichen in der Nebenbedingung der unerwünschten Umweltwirkungen und dem gleichzeitigen Multiplizieren der unerwünschten Umweltwirkungen des beobachteten Betriebes²¹ mit dem Effizienzparameter θ .

Das einfachste Modell ist das undesirable output orientierte (UO)-Modell von TYTECA (1997), das in der Gleichung 4.19 dargestellt ist. Es sucht die größtmögliche äquipropor-tionale Reduktion in (allen) unerwünschten Outputs. Inputs und erwünschte Outputs bleiben davon unberührt.

²⁰Da die Modelle systematisch nach ihrer Orientierungsrichtung eingeordnet werden, sollte der Leser nicht verwirrt sein, wenn z.B. erst das 4. Modell von BALL ET AL. (1994) genannt wird, bevor ihr 1. Modell erläutert wird.

²¹Auf der linken Seite der Vergleichsoperatoren sind die Daten des beobachteten Betriebes, auf der rechten Seite sind die Daten der Referenzbetriebe zu finden.

Modell TYTECA undesirable output orientiert (UO):

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \theta_k b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.19}$$

Es handelt sich bei diesem LP um ein Minimierungsproblem. Der gleiche Sachverhalt kann aber auch als Maximierungsproblem dargestellt werden. Das vierte Modell von BALL ET AL. (1994) zeigt dieses (siehe Gleichung 4.20). Die Modelle unterscheiden sich zwar in der Höhe der Effizienzwerte, nicht jedoch in der Beurteilung, ob DMUs als effizient einzustufen sind.²²

Modell BALL 4:

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \phi_k^{-1} b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.20}$$

In Abbildung 4.8 sind die Technologiemenge und die Effizienzermittlung im Modell Ty-

²²Auf die Besonderheiten bei der Berechnung dieses nicht-linearen Modells wird bei der Beschreibung des Modells BALL 3 eingegangen.

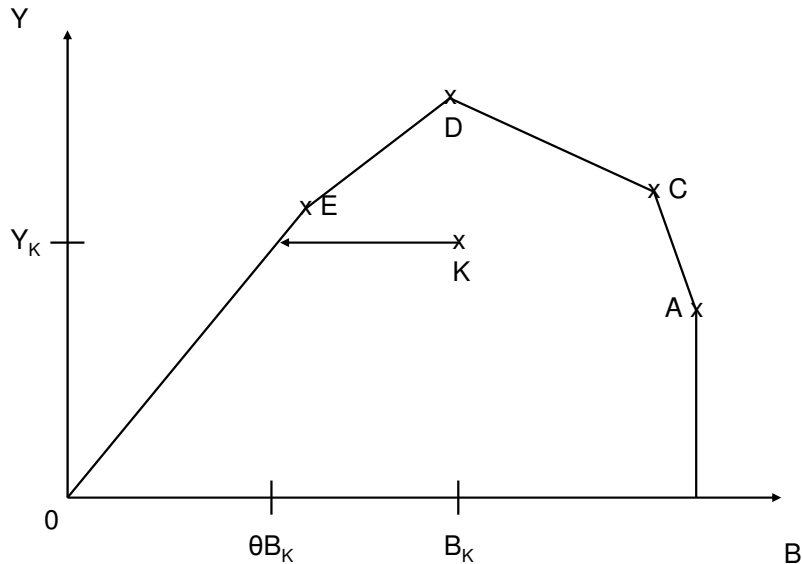


Abbildung 4.8: Technologiemenge im Modell TYTECA UO

teca UO dargestellt. Die unerwünschten Outputs, die Bads, sind auf der Abszisse und die erwünschten Outputs auf der Ordinate abgetragen. Es ist erkennbar, dass die Frontier in horizontaler Richtung anvisiert wird. Der Effizienzwert θ kann direkt an der Abszisse abgelesen werden. Die Darstellung ist aufgrund der geschilderten Gleichheit der Modelle 4.19 und 4.20 auf das Modell BALL 4 übertragbar, mit dem Unterschied, dass der Effizienzwert nicht θ_k , sondern ϕ_k^{-1} lautet.

Diese Modelle betrachten die Reduktionspotenziale der unerwünschten Outputs bei gleichem oder niedrigerem Inputniveau. Da kein Reduktionspotenzial für die Inputs berechnet wird, wird implizit angenommen, dass sie fix sind und nicht der Kontrolle des Landwirts unterliegen und somit Umfeldparameter oder Non-Discretionary Variables darstellen (siehe Abschnitte 2.2.2.4 und 2.2.2.3).

Umweltwirkungen schwach verschwendbar - input und undesirable output orientiert

Das undesirable output orientierte Modell (UO) wurde von TYTECA (1997) zum input undesirable output orientierten Modell (IUO) erweitert. Dieses Modell reduziert nicht nur die unerwünschten Outputs, sondern auch die Inputs. Damit wird die Berücksichti-

gung der Inputs als Umfeldparameter aufgehoben. Sie werden mit dem gleichen Effizienzparameter multipliziert, mit dem auch die unerwünschten Outputs multipliziert werden. Es werden somit alle Inputs und unerwünschten Outputs äquiproportional reduziert.

Modell Tyteca input undesirable output (IUO):

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \theta_k b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.21}$$

Abbildung 4.9 zeigt das IUO-Modell in einer Isoquantendarstellung. Die Reduktion der Inputs und unerwünschten Outputs erfolgt radial in Richtung des Ursprungs. Der Effizienzwert kann sowohl auf der Abszisse als auch an der Ordinate abgelesen werden. Die schwache Verschwendbarkeit ist daran zu erkennen, dass die Isoquante rechts von Punkt A nach innen abknickt.

Umweltwirkungen schwach verschwendbar - desirable und undesirable output orientiert

Statt die Effizienzwerte in inputorientierter Richtung zu bestimmen, kann auch outputorientiert betrachtet werden. Hier steht nicht die Fähigkeit im Vordergrund, die gleiche Menge Outputs mit den geringsten Inputs zu produzieren, sondern mit gegebenen Inputs die meisten Outputs zu produzieren und auch die unerwünschten Umweltwirkungen als schwach verschwendbare Komponente zu berücksichtigen. Das erste Modell ist das Modell 1 von BALL ET AL. (1994). Dieses Modell misst die Umweltleistung radial als Fähigkeit, alle Outputs (sowohl die erwünschten als auch die unerwünschten) äquiproportional auszudehnen.

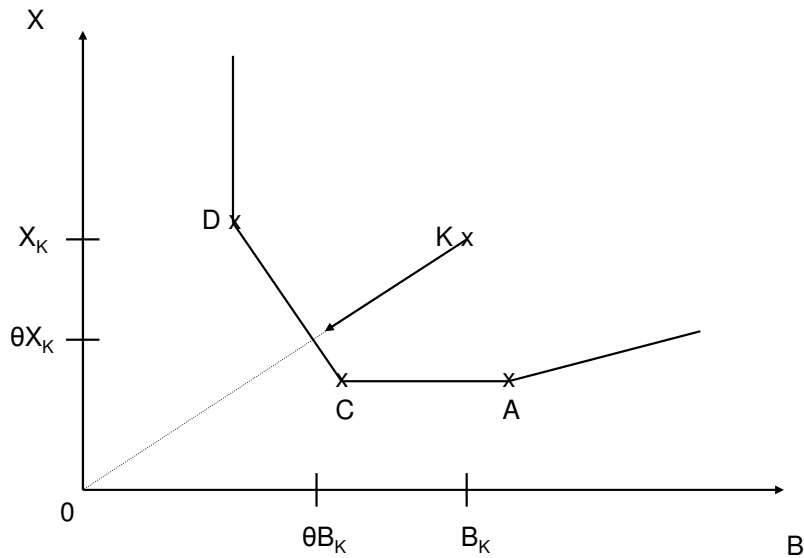


Abbildung 4.9: Technologiemenge im Modell TYTECA IUO

Modell BALL 1:

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \phi_k y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \phi_k b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.22}$$

Dadurch kann eine Technologiemenge beschrieben werden, die in Abbildung 4.10 dargestellt ist. Der eingezeichnete Pfeil kennzeichnet die Richtung, in der die Effizienz gemessen wird.

Dieses outputorientierte Modell hat ganz deutliche Schwächen aufzuweisen, weil DMUs

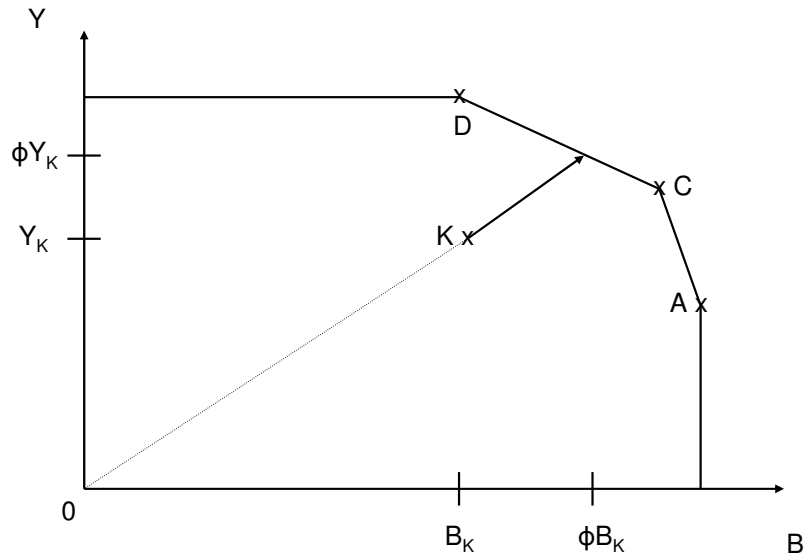


Abbildung 4.10: Technologiemenge im Modell BALL 1

in Form hoher Effizienzwerte dafür belohnt werden, unerwünschte Outputs zu produzieren. Die Orientierung, möglichst viele erwünschte und unerwünschte Outputs zu produzieren, sollte nicht das Ziel der Betrachtung sein. Außerdem ist die im Modell BALL 1 angenommene produktionsfunktionale Beziehung zwischen B und Y zu kritisieren. Es wird nämlich von einer Transformationskurve und nicht von einer Produktionsfunktion ausgegangen. Dabei wird unterstellt, dass die Frontier vom Produktionspunkt mit dem höchsten Output (DMU D) parallel zur Ordinate verläuft. Dies bedeutet, dass es möglich sein soll, ohne Produktion unerwünschter Outputs den Maximalertrag erwünschter Outputs zu erzielen.

Statt eine Ausweitung der erwünschten Outputs und unerwünschten Umweltwirkungen anzustreben, sollte eher das Ziel verfolgt werden, die erwünschten Outputs auszudehnen und die unerwünschten Umweltwirkungen zu reduzieren. Diese Orientierung erfüllen die Effizienzmaße hyperbolische DEA und Directional Output Distance Function.

Modell BALL 3 (hyperbolische DEA):

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \phi_k y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \phi_k^{-1} b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.23}$$

Modell BALL 3 misst die Leistung hyperbolisch, als Fähigkeit eines Produzenten, bei konstanten Inputs alle erwünschten Outputs auszuweiten und unerwünschte Outputs äquiproportional zu verringern. Dieses Modell haben auch PIOT-LEPETIT ET AL. (2001) verwendet.

Die Berechnung hyperbolischer Modelle ist nicht ohne Weiteres möglich, da es sich um nicht lineare Probleme handelt. FÄRE ET AL. (1989) zeigen, wie durch eine Transformation eine lineare Approximation in Form eines LPs erreicht werden kann. Das Modell BALL 3 kann umgeformt werden (siehe RAY, 2004) zu

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \phi_k y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & 2b_{sk} - \phi_k b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.24}$$

Dieses Modell lässt sich dann im Standard-LP lösen.

Die Directional Output Distance Function (siehe CHUNG ET AL., 1997) weist große Parallelen zum Modell BALL 3 auf, denn auch bei dieser Analysetechnik wird simultan der Abstand zur Frontier gemessen, indem die unerwünschten Outputs reduziert und die erwünschten Outputs erhöht werden. Während beim hyperbolischen Output-Effizienzmaß die Distanz zur Frontier gemessen wird, die sich ergibt, wenn der unerwünschte Output durch ϕ geteilt wird und der erwünschte Output mit ϕ multipliziert wird, wird bei der Directional Distance Function der unerwünschte Output um den Anteil β reduziert und der erwünschte Output um den Anteil β erhöht. β drückt die Ineffizienz aus, so dass sich der Effizienzwert aus $(1 - \beta)$ ergibt.

Modell Directional Output Distance Function (DODF)

$$\begin{aligned}
 & \max_{\beta_k, \lambda_k} \beta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & (1 + \beta_k)y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik}y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik}x_{ni}, \\
 & (1 - \beta_k)b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik}b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.25}$$

Der Technologieraum unterscheidet sich zwischen diesen ähnlichen Modellen nicht. Die Effizienzwerte unterscheiden sich, weil unterschiedliche Punkte auf der Frontier als Referenzpunkte dienen. Abbildung 4.11 zeigt für DMU K die Orientierung. Die hyperbolische Effizienz wird entlang des gebogenen Pfeils bestimmt, die Directional Distance Function misst entlang des geraden Pfeils.

Umweltwirkungen frei verschwendbar, Umweltwirkungen als Umfeldparameter

Die einfachste Erweiterung der traditionellen Effizienzanalyse stellt die Aufnahme der Umweltwirkungen als Umfeldparameter dar. Analog zur Modellierung von Umfeldparametern (siehe Abschnitt 2.2.2.4) werden Umweltwirkungen als vom Landwirt nicht zu

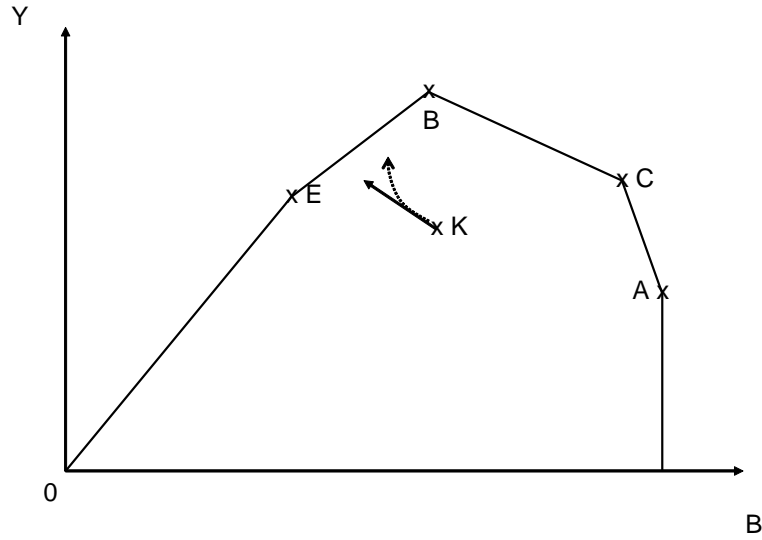


Abbildung 4.11: Hyperbolische DEA und Directional Output Distance Function

beeinflussende kontrollierende Variablen in das Modell integriert.

Umweltwirkungen können unabhängig davon, ob sie als positiv oder negativ beurteilt werden, in das Modell aufgenommen werden. Es kann sowohl ein inputorientiertes (siehe Gleichung 4.26) als auch ein outputorientiertes (siehe Gleichung 4.27) Modell gewählt werden.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.26}$$

Das inputorientierte Modell beschreibt die Effizienz einer DMU k als Reduktionspotenzial $(1-\theta_k)$ der Inputs bei gleicher oder größerer Outputmenge, jedoch genau gleicher

Umweltwirkungen. Im Vergleich zur traditionellen Effizienzanalyse wurde die dritte Nebenbedingung ergänzt, die besagt, dass die Umweltwirkungen b_{sk} gleich der Umweltwirkungen der Referenzbetriebe sein müssen.

Das dem entsprechende outputorientierte Modell ist von BALL ET AL. (1994) beschrieben worden und misst die mögliche Outputsteigerung bei gleichem oder größerem Inputeinsatz. Die Umweltwirkungen werden ebenfalls als Umfeldparameter beschrieben, so dass die Referenzmenge die gleichen Umweltwirkungen aufweisen muss. Diese Bedingung wird durch das Gleichheitszeichen modelliert.

Modell BALL 2:

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & \phi_k y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.27}$$

Diese beiden Modelle modellieren die Umweltwirkungen als neutrale Umfeldparameter und eignen sich sogar, wenn unklar ist, ob die Umweltwirkungen positiv oder negativ zu werten sind. Ist hingegen klar, dass mit dem Vektor B nur unerwünschte Umweltwirkungen beschrieben werden sollen, sollte das Modell von HAILU und VEEMAN (2001) vorgezogen werden, das nicht ganz so restriktiv ist, weil die entsprechende Nebenbedingung kein Gleichheitszeichen enthält.

Modell HAILU:

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & b_{sk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.28}$$

Statt für das Referenzset nur genau die gleichen Umweltwirkungen zuzulassen, wird in Gleichung 4.28 die Annahme gelockert und der betrachtete Betrieb wird sowohl mit echten bzw. virtuellen Betrieben verglichen, die sich aus Konvexkombinationen bilden und die gleichen oder geringere negative Umweltwirkungen aufweisen. Die Analogie zu Umfeldparametern ist erkennbar, denn auch dort werden Betriebe nur mit denjenigen Betrieben verglichen, die auf kein besseres Umfeld (z.B. höhere Bodengüte) zurückgreifen können als der betrachtete Betrieb. Analog dazu werden die negativen Umweltwirkungen modelliert, weil hier die Betriebe nur mit denjenigen Betrieben verglichen werden sollen, die keine höheren negativen Umweltwirkungen verursachen. Dahinter steht die Annahme, dass mit höherer Umweltbelastung ein höherer Produktionsoutput generiert werden kann. Ist das Gegenteil der Fall, muss in der dritten Nebenbedingung das \geq durch \leq ersetzt werden.

Die beiden erstgenannten Modelle neigen zu durchschnittlich hohen Effizienzwerten, weil als Referenzset nur DMUs oder Kombinationen aus DMUs mit genau den gleichen Umweltwirkungen verwendet werden dürfen. Diese Beschränkung ist unnötig, wenn bekannt ist, dass die verwendeten Umweltwirkungen negativ einzustufen sind, deshalb kann unter diesen Umständen auf das erste Modell verzichtet werden.

Das Modell Hailu ist in Abbildung 4.12 zu sehen. Der Effizienzwert ergibt sich aus dem möglichen Reduktionspotenzial der Inputs. Die unerwünschten Umweltwirkungen werden in der Abbildung nicht dargestellt, weil sie konstant gehalten werden.

Umfeldparameter werden in dieser Art modelliert, weil sie Größen darstellen, die sich

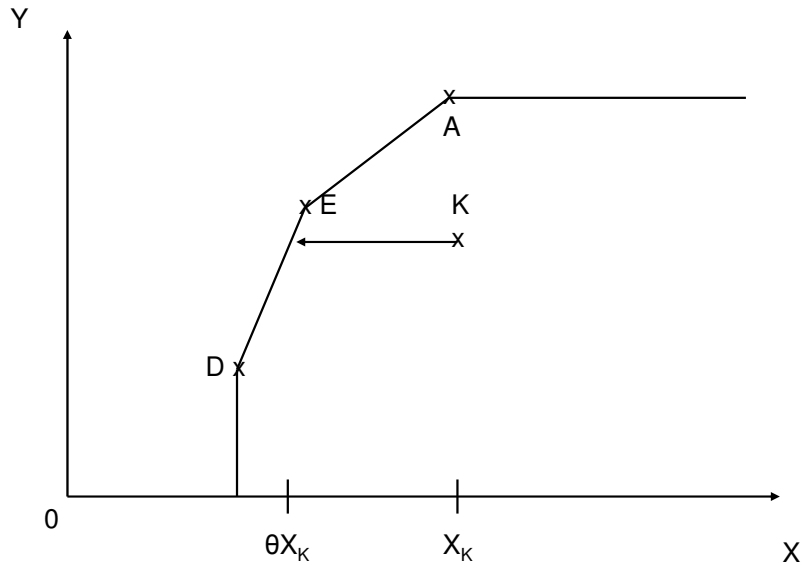


Abbildung 4.12: Technologiemenge im Modell von HAILU und VEEMAN (2001)

außerhalb der Kontrolle des Landwirts befinden. COELLI ET AL. (2005) beschreiben auf die gleiche Art fixe Inputs in inputorientierten Modellen, weil auch sie nicht kurzfristig vom Landwirt angepasst werden können. Doch das Argument, (kurzfristig) nicht auf die Höhe des Inputs einwirken zu können, trifft auf die Umweltwirkungen nur bedingt zu, denn wie eingangs des Kapitels in den Problemen der Umwelteffizienzmessung beschrieben, ist zwar die exakte Höhe der Umweltwirkungen nicht steuerbar, aber im Großen und Ganzen können die Landwirte auf die Höhe der Umweltwirkungen Einfluss nehmen. Auch FÄRE und GROSSKOPF (2003) kritisieren das Modell von HAILU und VEEMAN (2001), weil es ihrer Meinung nach die Betriebe statt für die Reduktion in unerwünschten Outputs zu bewerten, sie für ihre Fähigkeit bewertet, die gleichen erwünschten und unerwünschten Outputs mit weniger Inputs zu erzeugen. HAILU (2003a) begegnet darauf, dass dieser Kommentar gleichbedeutend damit sei, zu beklagen, dass Produktivitätsmessungen, die von Kostenfunktionen abgeleitet sind, nicht Outputsteigerungspotenziale widerspiegeln. HAILU (2003a) betont, dass es mehrere Wege gäbe, Produktivitätsveränderungen zu messen und seine Messung einen der möglichen Wege darstelle. Außerdem sei es falsch, zu denken, dass inputorientierte Messungen die Produzenten nicht für die Reduktion von unerwünschten Outputs oder anderen Kombinationen von Veränderun-

gen von Inputs, erwünschten oder unerwünschten Outputs bewerten. Das Argument von HAILU (2003a) ist zutreffend, denn für einen betrachteten Betrieb würde eine Veränderung des Niveaus der unerwünschten Outputs dazu führen, dass für den betrachteten Betrieb auch Vergleichsbetriebe auf einem anderen Niveau gesucht werden. So würde eine Reduktion der unerwünschten Umweltwirkungen dazu führen, dass als Referenzbetriebe nur diejenigen ausgewählt werden, die auf einem ähnlich geringen Niveau negative Umweltwirkungen verursachen. Weitere Kritik von FÄRE und GROSSKOPF (2003) bezieht sich auf die outputorientierte Variante des Modells von HAILU und VEEMAN (2001). Dabei begingen FÄRE und GROSSKOPF (2003) den Fehler, von einem inputorientierten BCC-Modell die outputorientierte Variante zu bilden. HAILU (2003a) bemerkt, dass diese Umformung aufgrund der variablen Skalenerträge nicht gestattet sei und deshalb die von FÄRE und GROSSKOPF genannten Argumente nicht auf das HV-Modell übertragbar seien. Ihre genannten Kritikpunkte seien deshalb gegenstandslos.

Umweltwirkungen frei verschwendbar, Inputs als Umfeldparameter - undesirable output orientiert

Das Modell REINHARD ET AL. (2000) ähnelt dem von HAILU und VEEMAN (2001). Anstelle der unerwünschten Outputs werden jedoch die Inputs als Umfeldparameter betrachtet und statt das Reduktionspotenzial der Inputs zu betrachten wird das Reduktionspotenzial der unerwünschten Outputs betrachtet.

Modell REINHARD ET AL. (2000):

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \theta_k b_{sk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.29}$$

Umweltwirkungen frei verschwendbar, unerwünschte Outputs als Inputs - input und undesirable output orientiert

Dieses Modell trifft die Annahme der freien Verschwendbarkeit. Es ist somit die frei verschwendbare Variante des Tyteca (IUO)-Modells. Dieses Modell wird auch von ALLEN (2002) und REINHARD ET AL. (2000) genannt. Es betrachtet die unerwünschten Outputs wie normale Inputs und berechnet somit das proportionale Reduktionspotenzial über alle Inputs und unerwünschten Outputs.

Modell unerwünschte Outputs als Inputs:

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k x_{nk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} x_{ni}, \\
 & \theta_k b_{sk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.30}$$

Die Modelle im Überblick

In der Tabelle 4.1 sind die verschiedenen Konzepte der erweiterten Effizienzmessung in einer Übersicht dargestellt.

Tabelle 4.1: Konzepte der erweiterten Effizienzmessung

	max/min	Nebenbedingungen		
Minimierung - (Inputorientiert)				
TYTECA (1997) Modell UO	min θ_k	$y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$\theta_k b_{sk} = \lambda_{ik} b_{si}$
TYTECA (1997) Modell IUO	min θ_k	$y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$\theta_k x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$\theta_k b_{sk} = \lambda_{ik} b_{si}$
REINHARD ET AL. (2000)	min θ_k	$y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$\theta_k b_{sk} \geq \lambda_{ik} b_{si}$
HAILU und VEEMAN (2001) Modell HV	min θ_k	$y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$\theta_k x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$b_{sk} \geq \lambda_{ik} b_{si}$
ALLEN (2002) Modell Allen	min θ_k	$y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$\theta_k x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$\theta_k b_{sk} \geq \lambda_{ik} b_{si}$
Maximierung (Outputorientiert/(unorientiert) nicht-radial)				
BALL ET AL. (1994) Modell 2	max ϕ_k	$\phi_k y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$b_{sk} = \lambda_{ik} b_{si}$
BALL ET AL. (1994) Modell 3	max ϕ_k	$\phi_k y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$\phi_k^{-1} b_{sk} = \lambda_{ik} b_{si}$
BALL ET AL. (1994) Modell 4	max ϕ_k	$y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$\phi_k^{-1} b_{sk} = \lambda_{ik} b_{si}$
CHUNG ET AL. (1997) DODF	max β_k	$(1 + \beta_k) y_{mk} \leq \lambda_{ik} y_{mi}$	$x_{nk} \geq \lambda_{ik} x_{ni}$	$(1 - \beta_k) b_{sk} = \lambda_{ik} b_{si}$

Im oberen Teil der Tabelle sind die Konzepte aufgeführt, die eine Minimierung der Zielfunktion anstreben, im unteren Teil jene, die eine Maximierung unterstellen. Modelle, die schwache Verschwendbarkeit unterstellen, sind am Gleichheitszeichen in der letzten Nebenbedingung zu erkennen. Die einzige Ausnahme bildet das Modell 2 von BALL ET AL. (1994), das zwar ein Gleichheitszeichen in der entsprechenden Nebenbedingung, jedoch keinen effizienzbestimmenden Parameter enthält.

4.4.3 Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse

Die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse entstammt im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Modellen nicht methodischen Überlegungen ausgehend von der Effizienzanalyse, sondern basiert auf den Entwicklungen während der Konferenz in Rio. Deshalb soll in diesem Abschnitt zunächst der Hintergrund beleuchtet werden, der zur Entwicklung dieses Umwelteffizienzmaßes geführt hat.

Das Konzept der nachhaltigen Entwicklung, das auf der Konferenz in Rio durch die Brundtland-Kommission in die Wege geleitet wurde, besteht aus drei Pfeilern (siehe BOSSHARDT, 1999):

- dem ökonomischen: wirtschaftliche Entwicklung,
- dem sozialen: Verbesserung der Lebensbedingungen aller Menschen,
- dem ökologischen: Erhaltung der Umwelt und der natürlichen Ressourcen.

Diese drei Säulen können im Widerspruch zueinander stehen. Das Nachhaltigkeitskonzept ist als ein globales Konzept anzusehen. Die globale Umsetzung ist jedoch nur zu erreichen, wenn eine nachhaltige Entwicklung auf Unternehmensebene erreicht wird. Zur Konferenz von Rio befasste sich Stefan Schmidheiny, Gründer des Business Council for Sustainable Development²³, mit der Frage, was nachhaltige Entwicklung für ein einzelnes Unternehmen bedeutet und kommt zu dem Schluss, dass ein Unternehmen für sich nicht nachhaltig wirtschaften kann, weil jede wirtschaftliche Tätigkeit Ressourcen verbraucht, die Natur belastet und damit die Umwelt beeinträchtigt (SCHMIDHEINY, 1992). Die wirtschaftliche Tätigkeit ist jedoch notwendig, um eine wirtschaftliche und soziale

²³Der BCSD fusionierte 1995 mit dem World Industry Council for the Environment (WICE) zum World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) und ist ein weltweiter Zusammenschluss von rund 175 Unternehmen aus 35 Ländern, die durch ihr gemeinsames Interesse, eine nachhaltige Entwicklung in Umweltschutz, Gesellschaft und Wirtschaftswachstum zu gestalten, verbunden sind.

Entwicklung zu erreichen. Da ein Verbrauch von Ressourcen unumgänglich ist, sollten die verbrauchten Ressourcen möglichst effizient genutzt werden, um wirtschaftliche und ökonomische Ziele zu erreichen. Diese Überlegung von SCHMIDHEINY (1992) führte zur Entwicklung des Begriffs Öko-Effizienz. Öko-Effizienz wurde erstmal definiert als „zunehmende Produktion von nützlichen Gütern und Dienstleistungen bei laufend abnehmendem Verbrauch von natürlichen Ressourcen, also Rohmaterialien und Energie“, mit der automatisch eine Verminderung von Emissionen und Abfällen, die als verschwendete Ressourcen anzusehen sind, verbunden ist.

Unabhängig von SCHMIDHEINY (1992) haben SCHALTEGGER und STURM (1992) den Begriff Öko-Effizienz akademisch eingeführt. Anfänglich unterschieden sich die Ansätze, die sich beide auf die einzelwirtschaftliche Ebene beziehen, voneinander, mittlerweile haben sich die Definitionen jedoch angenähert; dennoch gibt es bislang keine allgemeingültige Definition des Begriffs Öko-Effizienz (siehe ECO-EFFIZIENZ.DE, 2006). Der Begriff steht für die Abkürzung der *ökonomischen* und gleichzeitig der *ökologischen* Effizienz (*economical-ecological efficiency*), die soziale Komponente der Nachhaltigkeit wird also (noch) nicht betrachtet.

SCHALTEGGER und STURM (1992) sowie SCHALTEGGER (2000) definieren den Begriff Öko-Effizienz etwas enger, indem sie bestimmen:

$$\text{Öko-Effizienz (ökonomisch-ökologische Effizienz)} = \frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Schadschöpfung}}. \quad (4.31)$$

Die Schadschöpfung soll analog zur Wertschöpfung als Summe aller durch (betriebliche) Leistungserstellungsprozesse (direkt oder direkt und indirekt) verursachten und bezüglich ihrer Schädlichkeit gewichteten Umwelteinwirkungen (externer Effekte) erfasst werden (SCHALTEGGER und STURM, 1992). Die Messung der Schadschöpfung erfordert nach SCHALTEGGER (2000) eine Erfassung von Material- und Energieflüssen, auf deren Grundlage die heute in der Umweltmanagementpraxis verbreiteten Ökobilanzmethoden aufbauen. Ausgehend davon werden Indikatoren oder Indices zur Messung der Schadschöpfung gebildet.

Die von der WBCSD seit 1998 benutzte Formel unterscheidet sich nur unwesentlich von der SCHALTEGGER und STURM (1992)-Formel. Dort wird Öko-Effizienz als das Verhältnis von erzeugtem Wert (Güter und Dienstleistungen) und bewirktem Umwelteinfluss angesehen. Unternehmen, die einen negativen Deckungsbeitrag erwirtschaften, sollten aus dem Vergleich eliminiert werden. Die Schadschöpfung stellt die Summe aller durch

die betrieblichen Leistungsprozesse direkt und indirekt (durch Beschaffung, Transport, Konsum, Recycling und Entsorgung) verursachten Material- und Energieflüsse in die Ökosphäre dar, wobei eine Gewichtung in Abhängigkeit ihrer relativen Schädlichkeit vorgenommen wird. Die ökologischen Aspekte werden in Schadschöpfungseinheiten und die ökonomischen Größen in Geldeinheiten gemessen.

Laut SCHALTEGGER (2000) ist das Ziel der Betrachtung, die Schadschöpfung pro Geldeinheit Gewinn zu minimieren bzw. den Gewinn pro verursachter Schadschöpfungseinheit zu maximieren. Anders ausgedrückt geht es darum, ein ökonomisches Ziel möglichst umweltfreundlich bzw. ein ökologisches Ziel möglichst ökonomisch zu erreichen.²⁴ In der Effizienzanalyse unterscheiden sich diese beiden Betrachtungsweisen der output- und inputorientierten Betrachtung.

Die WBCSD (2000) gibt keine so klare Definition der Öko-Effizienz²⁵, doch die sieben Elemente für Verbesserung der Öko-Effizienz (reduzierte Materialintensität, reduzierte Energieintensität, reduzierte Verbreitung von giftigen Substanzen, erhöhte Wiederverwertbarkeit, maximierte Nutzung von wiederverwertbaren Materialien, verlängertes Produktleben, erhöhte Beschäftigungsintensität) lassen erkennen, dass die Definition etwas weiter gefasst ist als von SCHALTEGGER und STURM (1992).

Die Schadschöpfung setzt sich aus den einzelnen Umweltschäden zusammen. Sie werden gewichtet und aufaddiert. Dabei sollen die Gewichtungen der Bedeutung der Schäden entsprechen, die von dieser Umweltwirkung ausgehen. Doch im Gegensatz zu ökonomischen Inputs und Outputs existieren für Umweltinputs keine Preise. Jedoch können sich nicht einmal Experten auf Gewichtungsfaktoren einigen (DESIMONE und POPOV, 1997). Die Effizienzanalyse mittels DEA bietet die Möglichkeit, die Gewichtungsfaktoren durch das Programm bestimmen zu lassen. Dabei wird jede DMU im besten Lichte, d.h. anhand ihrer Stärken, bewertet.²⁶

Zur weiteren Vertiefung der Literatur zur Definition von Ökoeffizienz wird die Arbeit von DESIMONE und POPOV (1997) empfohlen. Dort finden sich auch weitere Öko-Effizienz-

²⁴Die Umschreibung, ein ökonomisches Ziel zu erreichen, bedeutet nicht, es mit den geringsten Kosten zu erreichen. Das ökonomische Ziel ist in dieser Betrachtung der ökonomische Output, der als Deckungsbeitrag oder Gewinn gemessen wird.

²⁵Die Definition der WBCSD (2000) lautet „Eco-efficiency is achieved by the delivery of competitively-priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impacts and resource intensity throughout the life cycle to a level at least in line with the earth’s estimated carrying capacity.“

²⁶KORTELAINEN und KUOSMANEN (2004) benutzen die Umschreibung, dass „im Zweifel für den Angeklagten entschieden wird.“

Konzepte sowie Überarbeitungen des WBSCD-Ansatzes, wie die Konzepte MIPS (Materialinput pro Serviceeinheit) und Faktor 10 (SCHMIDT-BEEK, 1998) bzw. Faktor 4 (VON WEIZSÄCKER ET AL., 1995), die allerdings keine Definition betrieblicher Öko-Effizienz vornehmen. Eine anschauliche Übersicht wird darüber hinaus im Internet geboten (ECO-EFFIZIENZ.DE, 2006).

KORTELAINEN und KUOSMANEN (2005) greifen das Konzept der Öko-Effizienz von SCHMIDHEINY (1992) auf und verweisen darauf, dass sich das zur Öko-Effizienz verwendete Datenmaterial von der traditionellen Effizienzanalyse unterscheidet, da keine detaillierten Daten zu Inputs und Outputs benötigt werden. Als Output wird die monetäre Größe Wertschöpfung verwendet, die dem Betriebseinkommen entspricht. Da der Begriff Öko-Effizienzanalyse dem Leser keine eindeutige Einordnung dieses Ansatzes ermöglicht, soll dieser Ansatz als wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse bezeichnet werden. Im Gegensatz zur traditionellen Effizienzanalyse werden die Produktionsfaktoren Land und Arbeit nicht betrachtet. Die Wertschöpfung dient zur Entlohnung aller bisher noch nicht entlohnten Faktoren. Es werden dementsprechend keine Kosten für diese Produktionsfaktoren vom Erlös abgezogen. Diese Posten sind Ausgaben des Besitzers des Betriebes, aber repräsentieren das Einkommen (Löhne und Mieten/Pachten) für die Gemeinschaft. Mit anderen Worten: die primären Produktionsfaktoren tauchen im Öko-Effizienzmaß nicht auf, sogar wenn sie wichtige Kostenfaktoren in der technischen und ökonomischen Effizienzanalyse darstellen. Da nicht alle Inputs einbezogen werden, die zur Erzeugung der Outputs erfordert werden, ist dieser Ansatz kritisch zu betrachten. So kann es z.B. sein, dass die Wertschöpfung in einem Betrieb mit der doppelten Anzahl von Arbeitskräften erzeugt wurde als in einem anderen Betrieb, der die gleiche Höhe der Wertschöpfung erzeugt.

Die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse betrachtet als Inputs unerwünschte Umweltwirkungen. Es werden somit für jeden Betrieb die Paretoverbesserungspotenziale aus gesellschaftlicher Sicht bestimmt, indem die Reduktionspotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen bei gleicher Wertschöpfung ermittelt werden.

In der folgenden Gleichung ist die Modellspezifikation für die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse nach KORTELAINEN und KUOSMANEN (2005) dargestellt.

$$\begin{aligned}
 & \min_{\theta_k, \lambda_k} \theta_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \theta_k b_{sk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \left(\sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1 \right).
 \end{aligned} \tag{4.32}$$

SCHEEL (2000a) weist darauf hin, dass Modelle, die bspw. die Ergebnisgröße Gewinn als Output haben, negative Grenzerträge aufweisen, weil die Kosten zur Beschaffung der Inputs in dieser Outputgröße enthalten sind und eine überflüssige Erhöhung diesen Output verringern würde. Daher sollte nach SCHEEL die schwache Verschwendbarkeit angewendet werden. Dies kann durch Ersetzen der zweiten Nebenbedingung mit $\theta b_{sk} = \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}$ erreicht werden. Diese Modellformulierung gleicht dann der Modellierung NUO (normalized undesirable output orientiert), einem weiterem Modell von TYTECA (1997).²⁷

Dieses Modell eignet sich nicht zur parametrischen Effizienzanalyse, weil weder eine Kosten- noch eine Produktionsfunktion geschätzt wird.

4.4.4 Stoffliche Umwelteffizienzanalyse

Neben den bisher vorgestellten Ansätzen, die der Literatur entnommen wurden, soll hier im Folgenden ein weiterer Ansatz präsentiert werden, der in dieser Form noch nicht verwendet wurde.

Die stoffliche Umwelteffizienzanalyse nutzt das gleiche Modell wie die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse mit dem Unterschied, dass als Output statt einer monetären Größe (Betriebseinkommen des Betriebs) eine oder mehrere physische Größen (z.B. die produzierte Energie) erfasst werden.

In diesem Ansatz werden die möglichen Paretoverbesserungen ermittelt, indem das Re-

²⁷Wobei TYTECA (1997) den Output nicht in Form der Wertschöpfung einfließen lässt, sondern den Output in der gleichen Form wie in der traditionellen oder erweiterten Effizienzanalyse betrachtet, also keine Outputgröße wählt, in der bereits Kosten enthalten sind.

duktionspotenzial der unerwünschten Umweltwirkungen bei gleichem Energieoutput bestimmt wird. Die Modellspezifikation entspricht exakt der Modellspezifikation in Gleichung 4.32. Der Unterschied liegt nur in der Wahl des Outputs.

Das Modell NUO (normalized undesirable output orientiert) von TYTECA (1997) gleicht diesem Modell bis auf die Annahme der schwachen Verschwendbarkeit, die TYTECA für die unerwünschten Outputs trifft. Er nimmt auch Bezug auf die Schwächen dieser reduzierten Betrachtung. Die Abwesenheit der Inputs kann kritisiert werden, wenn Betriebe identische Niveaus erwünschter und unerwünschter Outputs aufweisen, während sie sich hinsichtlich ihres Inputeinsatzes unterscheiden. Er begründet sein Vorgehen mit zwei Argumenten. Zum einen können durch die Berechnung dieses Modells die Effekte der Inputs aufgedeckt werden, wenn dieses Modell mit den anderen verglichen wird, zum anderen kann dieses Modell mit anderen nicht DEA Modellen verglichen werden, die ebenfalls keine Inputs berücksichtigen. TYTECA nimmt damit Bezug auf den Jaggi-Freedman Index (siehe JAGGI und FREEDMAN, 1992). Der Jaggi-Freedman Index ist ein Verschmutzungsindex und wird über zwei Stufen bestimmt. In der ersten Stufe werden die einzelnen Belastungsproduktivitäten berechnet und relativ zum schlechtesten berechnet. Im zweiten Schritt wird die Summe über die einzelnen Belastungsindizes berechnet. Allerdings zeigt der Rangkorrelationskoeffizient in der empirischen Anwendung von TYTECA (1997) nur eine geringe Übereinstimmung zwischen dem NUO-Modell von Tyteca und dem Jaggi-Freedman Index.

Auch die stoffliche Umwelteffizienzanalyse eignet sich nicht zur parametrischen Effizienzanalyse, weil der Produktionsinput nicht erfasst wird.

4.4.5 Empirische Arbeiten

Viele empirische Arbeiten der Umwelteffizienzmessung beziehen sich auf die Papierindustrie, hierzu zählen BRÄNNLUND ET AL. (1995), FÄRE ET AL. (1989), FÄRE ET AL. (1993) HAILU und VEEMAN (2001) und HAILU (2003b). In diesen Arbeiten werden die Umweltwirkungen biologischer Sauerstoffbedarf (BOD-biological oxygen demand) und Schwebstoffe (TSS-total suspended solids) in die Untersuchung aufgenommen. FÄRE ET AL. (1996) untersuchen die Umwelteffizienz der mit fossilen Brennstoffen befeuerten Elektrikkonzerne. Auch TYTECA (1997) beschäftigt sich mit der Bewertung der ökologischen Leistungsindikatoren auf der Grundlage von Programmierungsmodellen. Neben dem Jaggi Freedman-Index kommen drei Effizienzanalysemodelle zum Einsatz.

Die empirische Anwendung nutzt Daten von 48 mit fossilen Brennstoffen befeuerten Elektrizitätswerken.

FÄRE ET AL. (2001) analysieren das Produktivitätswachstum im Sektor der verarbeitenden Industrie von 48 US-Staaten für den Zeitraum 1947-1986. Dabei wurden neben den traditionellen Faktorinputs Kapital und Arbeit die Emissionen von Kohlenstoffmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO₂) und Stickoxide (NO_x) berücksichtigt, als Output diente die Wertschöpfung. FÄRE ET AL. (2001) unterstellten die Annahme der schwachen Verschwendbarkeit für unerwünschte Umweltwirkungen.

KORTELAJNEN und KUOSMANEN (2005) beschäftigen sich mit der Messung der Umwelteffizienz des finnischen Frachtverkehrs auf der Straße. Sie zeigen das methodische Vorgehen einer wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse unter der Annahme der freien Verschwendbarkeit, können jedoch aufgrund mangelnder Preisinformationen keine Wertschöpfung berechnen. Als Output betrachten sie die Transportleistung der 432 finnischen Gemeinden, die in der Analyse jeweils eine DMU darstellen. Als Inputs verwenden sie Treibhausgase, Versauerung, Smogentwicklung und Dispersion. Die beiden Studien von FÄRE ET AL. (2001) und KORTELAJNEN und KUOSMANEN (2005) sind die bislang einzigen empirischen Studien auf Grundlage einer wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse. In keiner der beiden Studien wird jedoch die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse in der Form empirisch angewendet wie es in dieser Studie geplant ist.

In jüngster Zeit ist ebenfalls die Arbeit von SALNYKOV und ZELENYUK (2005) zu nennen. Die Autoren schätzen die Umwelteffizienzen von 96 Volkswirtschaften und berechnen Schattenpreise der ausgewählten Umweltbelastungen CO₂, SO₂ und NO_x für 27 Transformationsländer und beziehen sich im Besonderen auf die Ukraine. Es werden die Inputs Arbeit, Land, Energiekonsum und Kapital und der erwünschte Output Ökonomischer Output gewählt. Methodisch kommen sowohl nicht-parametrische als auch parametrische Methoden sowie Bootstrappingverfahren zum Einsatz. Die Ergebnisse zeigen, dass die Ukraine, wie auch die meisten übrigen Transformationsländer, ineffizient ist.

Im Folgenden werden einige Arbeiten genannt, die sich speziell mit landwirtschaftlichen Produktivitäts- und Effizienzvergleichen unter Einbeziehung von Umweltwirkungen beschäftigen.

REINHARD ET AL. (1999) berechnen die Umwelteffizienz als Erweiterung der traditionellen SFA um die zusätzliche Variable Stickstoffüberschuss, die ein Proxy für die schädigenden Auswirkungen darstellen soll. In einer Folgestudie vergleichen REINHARD

ET AL. (2000) die SFA und DEA miteinander und kommen zu dem Ergebnis, dass beide Methoden zur Berechnung von Umwelteffizienzwerten geeignet sind. Neben den traditionellen Inputs Arbeitskraftstunden, Kapital, variablen Inputs und Dummyvariablen für die Zeit, sowie dem unerwünschten Output Stickstoffüberschuss werden nun auch die unerwünschten Outputs Phosphatüberschuss und Energieeinsatz hinzugenommen. In der empirischen Untersuchung, die einen Datensatz von 613 hoch spezialisierten niederländischen Milchviehbetrieben in der Periode von 1991 bis 1994 verwendet, unterscheiden sich die mittleren technischen Effizienzwerte (SFA 89%, DEA 78%) und die mittleren Umwelteffizienzwerte (SFA 80%, DEA 52%) zwischen den Methoden. Die getestete Monotonie-Hypothese wurde für das Modell mit Phosphat-Überschuss verworfen. REINHARD ET AL. (2000) zeigen, dass Stickstoff ineffizient genutzt wird und führen dies auf eine geringe Sanktionierung von Stickstoffüberschüssen zurück.

Eine weitere Studie von REINHARD ET AL. (2002) analysiert die Variation der Umwelteffizienz, die bereits in der vorherigen Arbeit (REINHARD ET AL., 1999) mit Anwendung der SFA berechnet wurde. Dabei sollen zwei Fragen beantwortet werden: Erstens, welche Variablen die Variation der Umwelteffizienz determinieren. Zweitens, welche Methode am geeignetsten für die Berücksichtigung dieser Variablen ist. Alle drei verwendeten Methoden zeigen negative Einflüsse vom Stickstoff im Futter (pro Kuh) und Dünger (N pro ha), von der Anzahl der Kühe und vom Sandboden. Positive Einflüsse auf die Umwelteffizienz werden zurückgeführt auf einen hohen Anteil der Outputs aus der Milchviehhaltung, den Milchertrag, sowie Dummies für Kleiboden, Regionszugehörigkeit und die Periode 1994. Die Variation der Umwelteffizienz wurde auf zweiter Stufe ermittelt. REINHARD ET AL. (2002) sehen Inkonsistenzen bei einer zweistufigen Betrachtung. Sie begründen dies mit dem Widerspruch, dass einerseits die technischen Effizienzwerte auf der ersten Stufe unabhängig und identisch verteilt (i.i.d.) sind, aber andererseits auf zweiter Stufe eine funktionale Beziehung zwischen den technischen Effizienzwerten und erklärenden Variablen vermutet wird und somit die Unabhängigkeit in Frage gestellt wird. Dieser Widerspruch sei ihrer Meinung nach jedoch nicht auf die Umwelteffizienzen übertragbar. Daher können die Umwelteffizienzwerte auf zweiter Stufe berechnet werden. Für die Berechnung sehen REINHARD ET AL. (2002) schließlich Vorteile für eine stochastische Frontierregression gegenüber einer Kleinstquadrat- oder Tobitschätzung, weil sie in der Lage ist, eine Beschreibung der Beziehung zwischen der bestmöglichen Umwelteffizienz und den erklärenden Variablen sowie der Aufteilung der Abweichung von der best practice in Zufallschwankungen und abhängige Umwelteffizienz zu liefern. Als weiteres

Argument führen sie an, dass die Kleinstquadratschätzer verzerrt und inkonsistent sind, wenn der Fehlerterm eine schiefe Verteilung aufweist, deren Mittelwert ungleich Null ist. PIOT-LEPETIT ET AL. (1997) ermitteln die Effizienz von 188 französischen Ackerbaubetrieben mit einer DEA. Dabei unterscheiden sie zwischen quasi fixen und variablen Inputs. Während Land und Arbeit als quasi fixe Inputs in Form von nicht-kontrollierbaren Variablen ins Modell aufgenommen werden, zählen neben Ausstattung, Saatgut und Sonstigem die Einsatzmengen von Dünger und Pestiziden zu den variablen Inputs. Diese beiden letztgenannten Inputs sollen die Umweltexternalitäten der Landwirtschaft widerspiegeln.

ROOSEN und ORDONEZ (2003) wenden die DEA an, um die Umwelteffizienz von landwirtschaftlichen Betrieben zu untersuchen, die an freiwilligen Umweltvereinbarungen teilnehmen. In ihrer Untersuchung nutzen sie Querschnittsdaten von 52 Betrieben aus dem südlichen Teil Belgiens. Die Umwelteffizienzmessung umfasst neben den Inputs (X) (Land, Arbeit, Großvieheinheiten und mineralischer Stickstoffdünger) und dem Output (Y) (Bruttoeinnahmen aus Tier- und Pflanzenproduktion) zusätzlich nicht erwünschte Outputs (B) (organischen Stickstoffdünger) und erwünschte nicht marktfähige Outputs (G) in Form der Erhaltung von Landschaftsmerkmalen (extensiv bewirtschaftetes Land und Kulturartendiversität). ROOSEN und ORDONEZ (2003) stellen vier DEA-Modelle auf. Im ersten Schritt wird die reine technische Effizienz mit den vier Inputs und dem Output berechnet. Das Modell der Umwelteffizienzanalyse nimmt den unerwünschten Output (B) organischen Stickstoffdünger als schwach verschwendbaren Output mit auf und nutzt dazu das input, undesirable output orientierte (IUO)-Modell. Das Modell der Zusatzleistungen nimmt hingegen anstelle des unerwünschten Outputs (B) die erwünschten nicht marktfähigen Outputs (G) auf und betrachtet sie wie normale Y-Outputs. Das letzte Modell umfasst sowohl die Erweiterung um unerwünschte als auch die zusätzlich erwünschten Outputs. Es wird gezeigt, dass die Effizienz der teilnehmenden Betriebe in allen vier Modellen höher liegt als die Effizienz der nicht teilnehmenden Betriebe.

PIOT-LEPETIT ET AL. (2001) berechnen den hyperbolischen Umwelteffizienzindex (HEE), indem sie das Verhältnis aus hyperbolischer technischer Effizienz (siehe Modell BALL 3) unter Annahme freier (HTE^S) und schwacher (HTE^W) Verschwendbarkeit berechnen. Der Index ist in folgender Gleichung dargestellt.

$$HEE_0(x_k, y_k, b_k) = \frac{HTE_0^S(x_k, y_k, b_k)}{HTE_0^W(x_k, y_k, b_k)}. \quad (4.33)$$

Für die Directional Output Distance Function berechnen sie analog einen Directionalen Umwelteffizienzindex. Die Directional Output Distance Function stellt eine lineare Approximation der hyperbolischen Effizienzmessung dar PIOT-LEPETIT ET AL. (2001). Aus diesem Grunde sind sich auch die Ergebnisse der beiden Indizes sehr ähnlich. Dieses Maß gleicht der Input Congestion Efficiency (ICE) von COELLI ET AL. (2005), jedoch in outputorientierter Richtung. Das hyperbolische Effizienzmaß bezeichnen sie als mittelfristige Umsetzung und die Directional Distance Function als langfristige Umsetzung. Eine Begründung für die Bezeichnung wird nicht gegeben, es kann jedoch vermutet werden, dass die Bezeichnung mittelfristige Anpassung aufgrund niedrigerer Ineffizienzwerte bei der hyperbolischen Effizienzmessung gegenüber höherer identifizierter Ineffizienzen bei der Directional Output Distance Function gegeben wird.

Das Verhältnis aus Effizienzwert unter Annahme schwacher Verschwendbarkeit und Effizienzwert unter Annahme freier Verschwendbarkeit soll zeigen, wie groß die Verluste in Form erwünschter Outputs sind, die sich daraus ergeben, dass eine Reduktion der unerwünschten Outputs Kosten verursacht. Dieser Effekt wird jedoch überschätzt, wenn das Verhältnis der beiden Effizienzwerte berechnet wird, denn die Frontier, die sich in dem hyperbolischen Modell unter Annahme freier Verschwendbarkeit ergibt, kann in der Realität nicht beobachtet werden. In der Abbildung 4.13 ist erkennbar, dass die Frontier unter freier Verschwendbarkeit aus einer horizontalen Linie vom Produktionspunkt mit den maximalen erwünschten Outputs zur Ordinate gebildet wird und dann entlang einer aufgrund negativer Grenzerträge fallenden Frontier bis zur Abszisse verläuft. Diese Frontier würde unterstellen, dass es möglich ist, auch ohne Umweltwirkung die maximale Produktionsmenge zu erstellen.

PIOT-LEPETIT ET AL. (2001) verwenden zwei Outputs (Getreide und andere Outputs), fünf traditionelle Inputs (Land, Arbeit, Kapital und Ausstattung, spezielle variable Inputs sowie andere variable Inputs) und den unerwünschten Output Stickstoffüberschuss. Ihre empirische Analyse bezieht sich auf 175 französische und 132 deutsche Betriebe, die teilweise an Agrarumweltprogrammen teilnehmen.²⁸ Sie interpretieren die hyperbolische Effizienzmessung als mittelfristige Transformation und die Directional Output Distance Function als langfristige Transformation.

Die Einführung einer Verordnung über den unerwünschten Output soll durch die schwache Verschwendbarkeit simuliert werden, weil dadurch Kosten in Form entgangener er-

²⁸Im Kapitel 6.3 wird detaillierter auf die empirischen Ergebnisse bezüglich der Teilnahme an Agrarumweltprogrammen eingegangen.

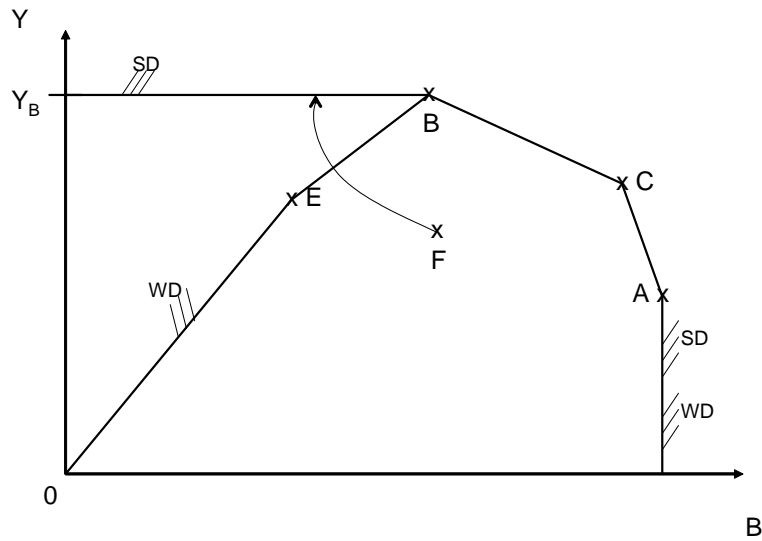


Abbildung 4.13: Hyperbolische DEA mit schwacher und freier Verschwendbarkeit
 Quelle: verändert nach PIOT-LEPETIT ET AL. (2001)

wünschter Outputs resultieren. Die Opportunitätskosten können dann berechnet werden, wenn vom hyperbolischen bzw. directionalen Umwelteffizienzindex Eins subtrahiert wird und mit dem erwünschten Output multipliziert wird $((HEE_0)-1) \cdot y$ bzw. $((DEE_0)-1) \cdot y$ PIOT-LEPETIT ET AL. (2001). Diese Berechnung setzt voraus, dass die Verordnung so konzipiert wird, dass die effizienten Betriebe die Eigentumsrechtgrenze bilden und andere Betriebe ihre Produktion so umstellen müssten, dass sie auch effizient werden. Prinzipiell könnten sie aber auch über Reduktion konventioneller Inputs effizient werden. Die Ergebnisse zeigen, dass nur geringe Potenziale zur Verbesserung der Umwelteffizienz ermittelt werden können, dies gilt insbesondere für Betriebe, die an Agrarumweltprogrammen teilnehmen.

4.4.6 Fazit

In diesem Abschnitt wurden vier unterschiedliche Ansätze vorgestellt, von denen drei mit zum Teil mehreren Modellierungsmöglichkeiten zur Messung der Umwelteffizienz verwendet werden können. Keiner der genannten Ansätze und keine der vorgestellten Methoden konnte sich dadurch auszeichnen, den anderen Ansätzen (in allen Punkten) überlegen zu sein. Deshalb sollen die vorgestellten Modelle bis auf wenige Ausnahmen, die grundsätzliche Schwächen beinhalten und auch bereits dahingehend gekennzeichnet

wurden, in der empirischen Analyse zur Anwendung kommen.

Alle vorgestellten Modelle messen die Umwelteffizienz. Sie unterscheiden sich dabei in ihrer Zielrichtung, so dass für die Umwelteffizienzanalyse von entscheidender Bedeutung ist, die Orientierung von der sachlichen Fragestellung her zu wählen. Zu dieser Schlussfolgerung kommen auch FERNÁNDEZ ET AL. (2005). Ein einheitliches Vorgehen zur Messung der Umwelteffizienz existiert nicht.

Die erweiterte Effizienzanalyse neigt aufgrund der zahlreichen betrachteten Dimensionen zu hohen mittleren Effizienzwerten, insbesondere wenn die Stichprobengröße gering ist. Dies kann zu einer Unterschätzung der Paretoverbesserungspotenziale führen.

Die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse ermittelt die Paretoverbesserungspotenziale unter einer anderen Norm, indem sie die Wertschöpfung als Output betrachtet und die Vermeidungspotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen ermittelt. Bei diesem Ansatz kann kritisiert werden, dass die Inputfaktoren Land und Arbeit nicht in die Analyse einbezogen werden, bzw. keine Opportunitätskosten für diese Faktoren zugrunde gelegt werden.

Das Modell der stofflichen Umwelteffizienzanalyse ist durch seine vereinfachte Betrachtung sicherlich mit den meisten Nachteilen ausgestattet, weil es die traditionellen Inputs nicht mit in die Betrachtung einbezieht und die Outputs anhand nicht monetärer Maßstäbe aggregiert. Es ermöglicht jedoch, auch bei geringer Datenverfügbarkeit²⁹ eine Bestimmung der Umwelteffizienz vorzunehmen. Liegen detaillierte Informationen über sämtliche Inputs und Outputs vor, sollte dieses Modell nur zur zusätzlichen Analyse verwendet werden.

An dieser Stelle soll erneut ins Gedächtnis gerufen werden, dass die Effizienzanalyse zum einen die Effizienz misst und zum anderen Benchmarks und Targets für die ineffizienten Betriebe bestimmt, die als Beratungsempfehlungen dienen können. Im Bezug auf die Beratungsempfehlungen sollte das Modell möglichst so gewählt werden, dass die Empfehlungen realitätsnah und damit umsetzbar sind. So scheint es für Milchviehbetriebe leichter umsetzbar zu sein, die Inputs zu reduzieren als die Outputs zu erhöhen, da die Milchquote begrenzend wirkt. Für die Umweltwirkungen muss von Fall zu Fall geprüft werden, ob eine Reduktion machbar erscheint und im Rahmen des Einflussbereiches der Landwirte liegt. In vielen Fällen haben Betriebe bisher geringe Anreize zur Reduktion, sofern sie nicht Auflagen einhalten oder Strafen zahlen müssen. In der Regel liegt eine

²⁹Bzw. bei Vorliegen von Material- und Stoffbilanzen.

stochastische Beziehung zwischen den potenziell umweltschädigenden Inputs und den daraus resultierenden Umweltwirkungen vor, weil bspw. das Wetter entscheidend dazu beiträgt. Die Landwirte haben somit nur eine begrenzte Einflussnahme, da sie nur indirekt die Umweltwirkung steuern können, indem sie die emissionserzeugende Aktivität regulieren. Dennoch ist in vielen Fällen zumindest innerhalb einer gewissen Streubreite eine Einflussnahme der Landwirte gegeben. Dann kann die vorgeschlagene Einführung von Untergrenzen erfolgen. Ansonsten ist zu empfehlen, die unerwünschten Umweltwirkungen als nicht-kontrollierbare Variablen in das Modell aufzunehmen.

In der Literatur existieren vier Vorschläge, unerwünschte Outputs in das Modell zu integrieren. Die additive Inverse zeigte sich als gänzlich ungeeignet in der äquiproportionalen Effizienzmessung und auch die multiplikative Inverse offenbart Interpretationsprobleme, weil Betriebe als effizient gekennzeichnet werden könnten, die keinerlei erwünschte Outputs produzieren. Die schwache Verschwendbarkeit ist zwar in der Lage eine Technologiehülle aufzuspannen, die sich eng an die Datenpunkte anpasst und alle physikalischen Gesetze einhält, doch kennzeichnet sie Betriebe als effizient, die im Bereich negativer Grenzerträge der unerwünschten Umweltwirkungen liegen. Für dieses Vorgehen gibt es jedoch keine logische Begründung. Außerdem werden sämtliche Umweltwirkungen als (feste) Koppelprodukte betrachtet. Diese enge Produktionsbeziehung ist jedoch in der landwirtschaftlichen Produktion nicht überall zu beobachten. Deshalb werden jene Modelle, die unerwünschte Outputs als Inputs betrachten als bestes Mittel gesehen, obwohl sie den Outputcharakter der Umweltwirkungen vernachlässigen.

Während für die nicht-parametrische Analyse alle vorgestellten Ansätze angewendet werden können, kann für die parametrische Analyse neben dem traditionellen Ansatz nur der Ansatz der erweiterten Effizienzanalyse gewählt werden. Bei den anderen Ansätzen kann keine Produktionsfunktion geschätzt werden. Dieses liegt zum einen daran, dass in der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse die Outputgröße Wertschöpfung eine Kombination aus traditionellen Outputs und Inputs darstellt. Zum anderen werden sowohl bei der wertschöpfungsorientierten als auch bei der stofflichen Umwelteffizienzanalyse keine Parameter für die Inputs geschätzt, die jedoch maßgeblich den Produktionsoutput determinieren.

5 Empirische Analysen

Im vorliegenden Kapitel soll auf einzelbetrieblicher Ebene empirisch untersucht werden, wie hoch mögliche Paretoverbesserungen landwirtschaftlicher Betriebe aus betrieblicher und gesellschaftlicher Sicht sind.

Dafür stehen drei Datensätze zur Verfügung, die von folgenden Institutionen stammen:

- Fédération des Herd-Books Luxembourgeois,
- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft,
- Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Kiel.

Der Datensatz des Luxemburger Herdbuchverbands besteht aus Daten von Futterbaubetrieben. Von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) stehen Daten aus der Erhebung der Kriterien Umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) zur Verfügung. Dabei handelt es sich überwiegend um Daten von Marktfrucht- und Marktfrucht-Futterbaubetrieben. Der dritte Datensatz vom Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Kiel, ist im Rahmen eines Grünlandbewirtschaftungsversuchs erhoben worden. Das Kapitel wird anhand dieser drei Datensätze gegliedert. Es wird mit der Effizienzanalyse der Luxemburger Herdbuchbetriebe begonnen, weil dieser Datensatz die umfangreichsten Analysen ermöglicht. Ein Zusammenfügen aller drei Datensätze zu einem Datenpool ist nicht möglich, da bei den ersten beiden Datensätzen landwirtschaftliche Betriebe, beim dritten Datensatz einzelne Versuchsflächen betrachtet werden. Auch die gemeinsame Betrachtung der ersten beiden Datensätze ist nicht möglich, da sich zum einen die Technologie zwischen Futterbaubetrieben und Marktfruchtbetrieben unterscheidet und zum anderen die Variablen unterschiedlich bilanziert worden sind.

Innerhalb der drei Abschnitte ist der Aufbau ähnlich gewählt, damit der Leser die Abschnitte als abgeschlossene Untersuchungen einzeln betrachten kann. Aufgrund der Vielzahl der Variablen und der damit verbundenen zahlreichen Auswertungsmöglichkeiten nimmt der erste Abschnitt über die Luxemburger Betriebe den größten Teil dieses Kapitels in Anspruch. Am Ende des Kapitels wird eine Schlussfolgerung aller drei empirischen Untersuchungen gegeben.

Sämtliche Berechnungen der Effizienzwerte und der effizienzbestimmenden Faktoren mittels SFA werden im Rahmen dieser Arbeit mit dem Programm „Frontier 4.1“ (COELLI, 1996) durchgeführt. Zur Berechnung der Effizienz mit der DEA wurde der „DEA-Excel-Solver“ von ZHU (2003) verwendet. Die Effizienzwerte wurden ebenfalls mit dem Programm „EMS-Efficiency Measurement System 1.3“ von SCHEEL (2000b) berechnet, weil dieses Programme weitere Auswertungsmöglichkeiten bietet. Die Berechnung der Effizienz unter der Annahme schwacher Verschwendbarkeit und die Modellierung der Directional Output Distance Function sowie der Hyperbolischen DEA erfolgten in Form einer Anpassung des DEA-Excel Solvers an die in Kapitel 4.3 vorgestellten Modellspezifikationen. Die Ermittlung der effizienzbestimmenden Faktoren auf Grundlage der DEA-Effizienzwerte durch die Berechnung von Tobit-Regressionen erfolgt unter Zuhilfenahme des Programms „STATA SE 8.2“. Für alle weiteren statistischen Berechnungen werden das Statistikprogramm „SPSS 13“ sowie das Tabellenkalkulationsprogramm „Excel für Windows XP“ genutzt.

5.1 Effizienzanalyse von Produktionsverfahren der Viehhaltung in Luxemburg

Ein verwendeter Datensatz stammt vom Luxemburger Herdbuchverband „Fédération des Herd-Books Luxembourgeois“.¹

Dieser Datensatz ermöglicht die Quantifizierung der Paretoverbesserungspotenziale aus betrieblicher und gesellschaftlicher Sicht. Es können somit alle in Kapitel 4.4 vorgestellten Ansätze verwendet werden. Entlang dieser Ansätze ist der Aufbau dieses Abschnitts gestaltet.

Laut STEINHAUSER ET AL. (1992) bildet in der landwirtschaftlichen Produktion die Annahme von konstanten Skalenerträgen die Realität nicht immer besonders gut ab. Deshalb wird diese Annahme gelockert und es werden variable Skalenerträge zugelassen.

5.1.1 Vorstellung der Datengrundlage

Eine Beschreibung des Projekts „Charakterisierung und Verbesserung der biologischen Effizienz der landwirtschaftlichen Produktionsabläufe“ erfolgt im Endbericht der FÉDÉRA-

¹Dieser Datensatz wird im Folgenden mit der Bezeichnung „Luxemburg“ gekennzeichnet.

TION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS (2002), aus dem im Folgenden Informationen entnommen werden.

Das Beratungsprojekt begann im Jahr 1992 mit 32 teilnehmenden Betrieben. Nachdem das Projekt fünf Jahre später eine staatliche Förderung² erhalten hatte, konnte es auf 120 Betriebe ausgedehnt werden. Das Ziel dieses Beratungsprojekts liegt in der „Charakterisierung und Verbesserung der biologischen Effizienz³ der landwirtschaftlichen Produktionsabläufe“. Dabei steht zunächst die Datenerhebung im Vordergrund. Um das Ziel des Beratungsprojekts, das intern unter dem Namen „Bio80-Projekt“ geführt wird, umzusetzen und damit die „biologische Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion zu garantieren“, sollten:

- eine ausgeglichene Nährstoffbilanz,
- eine positive Energiebilanz und
- die Steigerung bis zu einem Optimum der Bodenfruchtbarkeit angestrebt werden.

Im Abschlussbericht werden die Ergebnisse, die sich im Wesentlichen auf die Höhe und Entwicklung des Ressourcenaufwands an Nährstoffen und Energie der beteiligten Betriebe beziehen, über die fünf Wirtschaftsjahre 1996-2000 präsentiert. Die Daten für den zugrunde liegenden Zeitraum wurden vom Luxemburger Herdbuchverband für die Berechnung der Effizienzwerte im Rahmen des vorliegenden Projekts zur Verfügung gestellt.

Ein Ergebnis der Studie ist, dass ökologische Probleme durch erhöhte Nährstoff- und Energiesalden bestehen. Es wird anhand eines Gruppenvergleichs gezeigt, dass die Betriebe mit höherem Gewinn je eigene Arbeitskraft einen um 22% niedrigeren N-Saldo und eine wesentlich bessere Energiebilanz aufweisen.

Von den rund 120 Betrieben, die jährlich am Projekt teilgenommen haben, sind nur die 103 Betriebe berücksichtigt worden, die über die gesamte Dauer untersucht worden sind. Wie dem Bericht (FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS, 2002) entnommen werden kann, handelt es sich bei den teilnehmenden Betrieben um Betriebe mit einer durchschnittlichen Flächenausstattung von 101 ha, die deutlich über dem Landesdurchschnitt Luxemburgs von 53 ha liegt. Die 103 ausgewerteten Betriebe bewirtschaften im Jahr 2000 eine Gesamtfläche von rund 10.400 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche,

²Das Projekt wird zu 80% aus staatlichen Mitteln gefördert.

³Die biologische Effizienz wird nicht mit Hilfe von Effizienzanalysen ermittelt.

die 8,2% der bewirtschafteten Nutzfläche Luxemburgs entspricht. Die Milchproduktion trägt zu 12% der nationalen Milchproduktion bei. Es handelt sich nach den Autoren des Projekts um „zukunftsorientierte Betriebe, deren Produktionsverhältnisse repräsentativ für die Luxemburger Landwirtschaft sind.“

Neben den für das Projekt relevanten Variablen über Nährstoff- und Materialflüsse wurden auch ökonomische Daten für den Zeitraum 1998 bis 2000 erhoben. Dieses jedoch nur, sofern der Betriebsleiter damit einverstanden war. Diese freiwilligen Angaben lieferten 62 Landwirte für alle drei Jahre. Allerdings sind die Angaben für das Jahr 1998 nicht vollständig, da die Zahl der Arbeitskräfte nicht ermittelt worden ist. Aus diesem Grund wurden nur die beiden Jahre 1999 und 2000 für die Effizienzanalyse verwendet.

Um zu berücksichtigen, dass die Daten über Einnahmen und Ausgaben der landwirtschaftlichen Betriebe im Jahr 2000 einer Inflation unterliegen, wurden sie um die nominalen Veränderungsgraten der Preise bereinigt. Die Preisindizes wurden der Erhebung der eurostat (MAHON, 2001) entnommen. Bei den Erzeugnissen konnten größtenteils die direkten EU-Indizes der Erzeugerpreise für die jeweiligen Produkte berücksichtigt werden. Bei Erzeugnissen, die weder der tierischen noch der pflanzlichen Produktion zugeordnet werden konnten, wurde der Gesamtindex der Erzeugerpreise landwirtschaftlicher Erzeugnisse für Luxemburg angesetzt. Auf der Inputseite war ebenfalls eine differenzierte Betrachtung notwendig. Hier wurden die Einzelindizes der Einkaufspreise landwirtschaftlicher Betriebsmittel zugrunde gelegt und wiederum sonstige, nicht zuordenbare Werte mit dem Gesamtindex für Luxemburg umgerechnet. Hier könnten Verzerrungen auftreten, da insbesondere die Energiepreise einem starken Preisanstieg unterlagen und den Gesamtindex mit beeinflussen, aber bereits als Einzelposten direkt umgerechnet wurden. Der Preisanstieg könnte demnach für die sonstigen Kosten innerhalb des Materialaufwands und der Gemeinkosten leicht überschätzt worden sein. Des Weiteren könnten Verzerrungen vorliegen, da es sich bei den Abschreibungen um eine Position handelt, die sich aus einer Reihe von Kostenpositionen mehrerer Jahre zusammensetzt. Da in die Abschreibung keine einheitlichen Größen eingehen – denn Maschinen- und Gebäudeabschreibungen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Laufzeit – konnte die Inflation nicht exakt berechnet werden. Die Abschreibungen wurden deshalb mit dem Index für „Waren und Dienstleistungen landwirtschaftlicher Investitionen“ deflationiert.

Die Einnahmen der Betriebe setzen sich aus Einnahmen aus dem Verkauf von Produkten und aus Subventionen zusammen. Die durchschnittlichen Subventionen liegen in Höhe von 17,6% der Gesamteinnahmen und sind über beide Jahre konstant. Die Subventionen

werden in den folgenden Berechnungen nicht berücksichtigt, da sie nicht zur Wertschöpfung der landwirtschaftlichen Betriebe aus gesellschaftlicher Sicht beitragen. (Da der Ansatz der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienz die Wertschöpfung der landwirtschaftlichen Betriebe betrachtet, wurden dementsprechend auch in der traditionellen und der erweiterten Effizienzanalyse die Outputs ohne Subventionen erfasst.) Die Einnahmen aus Verkaufserlösen stammen aus Fleisch, Milch, Marktfrüchten und Lohnarbeiten.

Um die Vergleichbarkeit der Betriebe zu erhöhen, wurden vier Betriebe aus nachfolgend genannten Gründen aus dem Datensatz entfernt. Einer der vier Betriebe erwirtschaftete gar keine Erlöse aus dem Milchverkauf und zwei weitere Betriebe erzielten große Teile ihrer Einnahmen aus der Lohnarbeit, die jedoch keine Flächenbewirtschaftung voraussetzt und damit nicht direkt zur landwirtschaftlichen Produktion zu zählen ist. Der vierte nicht berücksichtigte Betrieb verfügte in den Jahren 1999 und 2000 über eine Biogasanlage und hatte damit stark abweichende Energiebilanzen.

Bei den im Datensatz verbliebenen 58 Betrieben stammt der größte Anteil der Gesamteinnahmen ohne Subventionen aus dem Verkauf von Milch mit 58%, wie Tabelle 5.1 entnommen werden kann. Alle Betriebe erwirtschaften Einnahmen aus Milch, bei 46 (43 im Jahr 2000) Betrieben, also 74% (69%) aller Betriebe, bildet der Milchverkauf die Haupteinnahmequelle, indem die Einnahmen aus Milchverkauf größer sind als die Summe der Einnahmen aus den Produktgruppen Fleisch, Marktfrüchte und Lohnarbeiten. Die Einnahmen aus dem Verkauf von Fleisch in Höhe von 33% stammen überwiegend aus dem Verkauf von Rindfleisch (28%), Schweinefleisch nimmt nur einen Anteil von knapp 4% ein. Allerdings sind zwei Betriebe im Datensatz enthalten, deren Einnahmen zu über 60% aus Schweinefleischverkauf resultieren. Einnahmen aus Marktfrüchten von 7% und Lohnarbeiten von 2% machen nur einen sehr geringen Anteil der Gesamteinnahmen aus, die sonstigen Einnahmen sind geringer als 1%. Die Veränderungen über beide Jahre sind im Mittel sehr gering.

Da im Gegensatz zu anderen Studien, z.B. von GUBI (2006), keine Angaben über die Standarddeckungsbeiträge vorliegen, können die Betriebe nicht anhand ihres Gesamtstandarddeckungsbeitrags unterschiedlichen Betriebsformen zugeordnet werden. Die Umsatzanteile lassen jedoch eine Abschätzung der Klassifikation zu. Bis auf zwei Betriebe erhalten alle Betriebe mehr als 50% ihrer Einnahmen aus dem Milch- und Rindfleischverkauf und können somit der Betriebsform Futterbaubetrieb zugeordnet werden. Die Analyse der Einnahmenstruktur der Betriebe zeigt, dass die Betriebe eine hinreichend homogene Technologie widerspiegeln und damit vergleichbar sind.

Tabelle 5.1: Anteile an Gesamteinnahmen ohne Subventionen

	ar. Mittel	Min.	Max.	Std. abw.
1999				
Rindfleisch	0,271	0,043	0,671	0,161
Schweinefleisch	0,038	0,000	0,591	0,122
Fleisch gesamt	0,318	0,043	0,719	0,182
Milch	0,591	0,269	0,883	0,166
Getreide	0,047	0,000	0,245	0,057
Marktfrüchte gesamt	0,065	0,000	0,300	0,079
Lohnarbeiten	0,019	0,000	0,151	0,031
Subventionen*	0,174	0,069	0,473	0,067
2000				
Rindfleisch	0,286	0,064	0,690	0,171
Schweinefleisch	0,041	0,000	0,616	0,129
Fleisch gesamt	0,337	0,077	0,920	0,198
Milch	0,569	0,050	0,876	0,181
Getreide	0,054	0,000	0,213	0,062
Marktfrüchte gesamt	0,065	0,000	0,305	0,078
Lohnarbeiten	0,023	0,000	0,185	0,034
Subventionen*	0,177	0,066	0,619	0,076
Durchschnitt der Jahre 1999-2000				
Rindfleisch	0,279	Getreide		0,051
Schweinefleisch	0,039	Marktfrüchte ges.		0,065
Fleisch gesamt	0,327	Lohnarbeiten		0,021
Milch	0,580	Subventionen*		0,176

* Anteil an Gesamteinnahmen inklusive Subventionen

Quelle: eigene Berechnungen

5.1.2 Traditionelle Effizienzanalyse Luxemburg

In der traditionellen Effizienzanalyse werden sowohl Untersuchungen mit der SFA als auch mit der DEA durchgeführt. Die Ergebnisse folgen nach Vorstellung der verwendeten Variablen und der Erklärungsvariablen, deren Einfluss auf die Höhe der Effizienz untersucht werden soll. Die Erklärungsvariablen werden für alle vier Ansätze verwendet.

5.1.2.1 Variablen für die traditionelle Effizienzanalyse

Im Folgenden werden die verschiedenen Variablen vorgestellt, die in den einzelnen Ansätzen zum Einsatz kommen. Da die Paretoverbesserungspotenziale landwirtschaftlicher Betriebe aus gesellschaftlicher Sicht betrachtet werden sollen, müssten sämtliche Inputs und Outputs zu Schattenpreisen bewertet werden. Für den vorhandenen Datensatz können jedoch keine Schattenpreise ermittelt werden, da die Einzelpositionen bereits über Preise aggregiert sind. Lediglich die direkten Subventionen sind separat ausgewiesen. Sie werden von den Einnahmen abgezogen. Direkte Subventionen machen knapp 18% der Einnahmen aus, wie aus Tabelle 5.1 ersichtlich ist. Für Milchprodukte und Schweinefleisch werden keine direkten Subventionen gezahlt, so dass die von den Betrieben erhaltenen direkten Subventionen aus Preisausgleichszahlungen für Ackerfläche sowie aus Bullen-, Mast- und Mutterkuhprämien bestehen.

Landwirte ziehen Subventionszahlungen in der Regel in ihre Produktionsentscheidungen mit ein. Daher spiegelt die Berechnung der Effizienz mit Subventionen die Managementeffizienz des Betriebes wider. Jedoch tragen Subventionen nicht zur landwirtschaftlichen Wertschöpfung aus gesellschaftlicher Sicht bei und sollten somit in der Berechnung der Umwelteffizienz nicht berücksichtigt werden, denn dort steht die produktionstechnische Effizienz im Vordergrund. Dadurch wird auch die Vergleichbarkeit zwischen den unterschiedlichen Ansätzen verbessert, denn die stoffliche Umwelteffizienz betrachtet den Output ohnehin in nicht monetären Einheiten und lässt daher Subventionen außen vor. In der traditionellen Effizienzanalyse werden eine Output- und vier Inputvariablen verwendet, die in der Tabelle 5.2 dargestellt sind.

Tabelle 5.2: Variablen der traditionellen Effizienzanalyse für Luxemburg

Output	Summe Einnahmen ohne Subventionen in €
Inputs	Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) in ha Arbeitskräfte in AK proportionale Inputs in € sonstige Inputs in €

Der Output wird als Summe aller Einnahmen des Betriebs ohne Subventionen, gemessen in Euro, erfasst. Dabei gehen als Einzelpositionen die Einnahmen aus Milch, Rindfleisch, Schweinefleisch, Lohnarbeiten und sonstige Einnahmen ein.

Die Landwirtschaftliche Nutzfläche wird in ha LN gemessen.

Die Arbeitskräfte sind in der Summe aller auf dem Betrieb eingesetzten fremden und eigenen Arbeitskräfte in Arbeitskrafteinheiten (AK) gemessen. Dieses führt allerdings dazu, dass nicht zwischen der Qualität der eingesetzten Arbeitskräfte unterschieden wird. Die Variable „proportionale Inputs“ setzt sich aus allen proportional eingesetzten Betriebsmitteln (Dünger, Saatgut, zugekauftes Futter, etc.) gemessen in Euro zusammen. Die vierte betrachtete Inputvariable ist die Summe der nicht proportionalen Inputs und Abschreibungen. Diese Variable wird im Folgenden als „sonstige Inputs“ bezeichnet. Die nicht proportionalen Inputs erfassen nicht die Pachtaufwendungen und Zinszahlungen. Dies hat den Vorteil, dass Eigentumsverhältnisse keinen Einfluss auf die Höhe des Effizienzwertes nehmen. Die Abschreibung als Proxivariable für das eingesetzte Kapital landwirtschaftlicher Betriebe kann Verzerrungen unterliegen, wenn die tatsächliche Nutzungsdauer und die steuerliche bzw. buchhalterische Abschreibung voneinander abweichen (LISSITSA, 2002).

Tabelle 5.3 liefert eine Beschreibung der verwendeten Variablen. Im oberen Teil der Tabelle sind die Daten aus dem Jahr 1999 und im mittleren Teil die Daten für das Jahr 2000 dargestellt. Im unteren Teil der Tabelle sind hingegen die auf das Basisjahr 1999 deflationierten Daten aus dem Jahr 2000 gelistet. Zwischen den Jahren 1999 und 2000 sind keine großen Veränderungen zu erkennen. Der durchschnittliche Output der betrachteten Betriebe liegt bei 168.999 € im Jahr 1999 und knapp 5000 € darüber im Jahr 2000. Die durchschnittliche Betriebsgröße stieg ebenfalls leicht von 88 auf 91 ha. Der Arbeitseinsatz war leicht rückläufig von 1,77 auf 1,74 Ak pro Betrieb. Proportionale Inputs werden in der Höhe von knapp 68.000 und gut 69.000 € im Folgejahr eingesetzt, die sonstigen Inputs stiegen im Mittel von 74.774 auf 83.003 € an.

Noch geringer sind die Veränderungen zwischen den Daten aus 1999 und den deflationierten Daten aus dem Jahr 2000. Der durchschnittliche Output der betrachteten Betriebe liegt im Jahr 2000 mit 169.918 € nur knapp 1.000 € über dem Vorjahr. Auch in den proportionalen Inputs sowie den sonstigen Inputs sind die Veränderungen noch kleiner als zwischen den nicht deflationierten Daten. Im Bereich der proportionalen Inputs ist zu beobachten, dass der Inputeinsatz nominal ansteigt, aber inflationsbereinigt sinkt. Die deflationierten Daten werden für die beide Perioden umfassenden Modelle benötigt. Die Unterschiede in der Höhe der Inputs und Outputs zwischen den Betrieben sind vermutlich zu großen Teilen auf die Betriebsgröße zurückzuführen. Um zu erfahren, wie groß die Unterschiede in der Intensität sind, ist es zweckmäßig, die Input- und Output-

Tabelle 5.3: Deskriptive Analyse der Input- und Outputvariablen

	Einheit	ar. Mittel	Std. abw.	Spannw.
1999				
Output	€	168.999	72.792	306.873
Betriebsgröße	ha	88,28	36,31	177,13
Arbeit	AK	1,77	0,53	2,5
proportionale Inputs	€	67.855	39.822	131.242
sonstige Inputs	€	74.774	24.682	119.053
2000				
Output	€	174.559	76.256	295.199
Betriebsgröße	ha	90,68	37,65	178,62
Arbeit	AK	1,74	0,51	2,0
proportionale Inputs	€	69.300	39.291	135.914
sonstige Inputs	€	83.002	30.100	132.769
2000 deflationiert				
Output	€	169.918	74.441	293.101
Betriebsgröße	ha	90,68	37,65	178,62
Arbeit	AK	1,74	0,51	2,0
proportionale Inputs	€	66.096	37.506	129.743
sonstige Inputs	€	75.155	26.934	124.394

Quelle: eigene Berechnungen

variablen pro Flächeneinheit zu betrachten, die in Tabelle 5.4 dargestellt sind.

Es zeigt sich anhand der Standardabweichungen und Spannweiten, dass die Betriebe stark unterschiedliche Intensitäten aufweisen. Im Output beträgt die Spannweite im Jahr 1999 über 3.200 €/ha bei einem Mittelwert von knapp 2.000 €/ha. Auch bei den Inputs treten große Spannweiten auf. Die Standardabweichung der proportionalen Inputs ist größer als die der sonstigen Inputs, obwohl der Mittelwert kleiner ist.

5.1.2.2 Erklärungsvariablen

Zur Beantwortung der Frage nach möglichen Bestimmungsgründen für die ermittelten Effizienzwerte werden in dieser Arbeit Regressionsanalysen durchgeführt. Als Erklärungsgrößen werden die Bodenqualität, gemessen in Bodenklasse, die Betriebsgröße, gemessen in Großvieheinheiten des Betriebes, Grünlandanteil, Viehdichte, gemessen in

Tabelle 5.4: Deskriptive Analyse der Input- und Outputvariablen deflationiert pro ha

	Einheit	ar. Mittel	Std. abw.	Spannw.
1999				
Output	€/ha	1.970,62	646,26	3.228
Arbeit	AK/100 ha	2,18	0,71	3,54
proportionale Inputs	€/ha	790,08	432,76	1.697
sonstige Inputs	€/ha	889,65	211,38	1.028
2000				
Output	€/ha	1.931,61	642,86	2.935
Arbeit	AK/100 ha	2,11	0,77	3,69
proportionale Inputs	€/ha	766,58	445,34	1.826
sonstige Inputs	€/ha	872,16	222,47	1.030

Quelle: eigene Berechnungen

Großvieheinheiten pro ha, Niederschlagsmenge pro Jahr und Anteil der Milcherlöse an den Gesamterlösen überprüft. Die Berechnung der Großvieheinheiten erfolgt abweichend von der GVE-Bestimmung für die Prämienzahlung, indem bspw. eine Kuh mit einem Lebendgewicht von 750 kg mit 1,5 GVE gewertet wird (siehe FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS, 2002). Der Datensatz enthielt leider keine Angaben zu sozio-ökonomischen Größen wie z.B. Ausbildung und Alter des Betriebsleiters, deren Einfluss in anderen Studien untersucht wurde (siehe z.B. DHUNGANA ET AL. (2004) und GUBI (2006)). Tabelle 5.5 enthält deskriptive Kennzahlen zu den o.g. Variablen.

Tabelle 5.5: Deskriptive Kennzahlen der Erklärungsvariablen 1999/2000

	Bodenklasse	GVE gesamt in GVE	Anteil Grünland	GVE pro ha	Niederschlags- menge in mm
Mittelwert	4,38	141,71	0,55	1,61	779,31
Max.	8	320,72	0,95	3,28	900
Min.	2	54,78	0,02	0,61	700
Standardabweichung	2,03	65,71	0,19	0,49	66,62

Quelle: eigene Berechnungen

Die Erklärungsgrößen variieren zwischen den Betrieben stark. So liegt die Kategorieva-

riable Bodenklasse zwischen 2 und 8, die Anzahl der Großvieheinheiten pro Betrieb liegt zwischen 55 und 320, im Mittel bei 142. Der größte Betrieb hält also sechsmal so viele Tiere wie der kleinste. Der Grünlandanteil reicht von beinahe gar keinem Grünland bis hin zu 95%. Auch beim Viehbesatz ist eine große Streuung zu beobachten, sie reicht von 0,6 bis zu 3,28 GVE/ha. Die Niederschlagsmenge variiert hingegen nur zwischen 700 und 900 mm.

5.1.2.3 Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse mit der SFA

Die stochastische Produktionsfrontier wurde unter Annahme einer Cobb-Douglas und Translog Produktionsfunktion geschätzt. Diese beiden Funktionsformen stellen den Standard in der stochastischen Frontieranalyse dar. So haben bspw. PLESSMANN (2000) und BRÜMMER (2001) ebenfalls sowohl die Cobb-Douglas als auch die Translogfunktion angewendet.

Zunächst wurden Modelle für die Jahre 1999 und 2000 separat geschätzt. Die Schätzungen erwiesen sich jedoch als statistisch nicht belastbar. Deshalb wurden beide Jahre gemeinsam in einer Panelschätzung betrachtet und der Jahreseinfluss durch die Hinzunahme einer Dummyvariable für das Jahr 2000 berücksichtigt. Die Input- und Outputdaten wurden für das Jahr 2000 deflationiert. Anschließend wurden die Daten am Stichprobenmittel (Median) normalisiert.⁴

Die mittleren Effizienzwerte im Translog Modell ohne Erklärungsgrößen (Technical Effects Modell) liegen im Jahr 1999 bei 0,882 und im Jahr 2000 bei 0,876. Die Effizienzwerte unterscheiden sich zwischen den Jahren somit nur um einem halben Prozentpunkt.⁵

Um Bestimmungsgrößen für die Effizienz in das Modell aufnehmen zu können, wird das Inefficiency Effects Modell (siehe COELLI, 1996) gewählt. Das Modell wird um die Erklärungsgrößen Bodengüte, Betriebsgröße, Grünlandanteil, Viehdichte, Niederschlagsmenge und Anteil der Milcherlöse an den Gesamterlösen erweitert. Die Betriebsgröße wird in Großvieheinheiten gemessen. Da es sich um viehhaltende Betriebe handelt, ist diese Va-

⁴KUENZLE (2005) argumentiert, dass eine Normalisierung zweckmäßig ist, weil die meisten Funktionsformen lokale Approximationen an einen spezifischen Wert darstellen. Für die Entscheidung, den Median als Annäherungspunkt zu wählen, spricht, dass dieser weniger durch Extremwerte beeinträchtigt wird als der Mittelwert.

⁵Neben dem Translog Modell wurde auch ein Cobb-Douglas Modell geschätzt, das jedoch keine vergleichbar gute Anpassung an die Daten zeigte. Dieses wird anhand des Vergleichs der LR-Tests deutlich. Der ermittelte Wert liegt bei 25,5 und übertrifft den tabellarischen Chi-Quadrat-Wert mit 10 Freiheitsgraden und einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$, der bei 17,67 liegt. Siehe dazu auch Seite 154.

riable eine bessere Erklärungsgröße als die Landfläche, die in anderen Untersuchungen Verwendung findet.

In Tabelle 5.6 sind die Ergebnisse der Schätzung des Inefficiency Effects Model dargestellt. Es können mehrere signifikante Parameter der Frontierproduktionsfunktion beobachtet werden. Das absolute Glied (β_0) ist signifikant positiv, auch einige Quadrate und Kreuzterme sind signifikant von Null verschieden.

Inwieweit die Varianz des Gesamtmodells auf die Varianz der systematischen Komponente (σ_u^2) zurückzuführen ist, kann mit Hilfe des γ -Wertes⁶ bestimmt werden. Ein Wert von Eins drückt aus, dass die Streuung nur auf Ineffizienzen, nicht jedoch auf stochastische Einflüsse zurückzuführen ist. Ein Wert von Null deutet auf keine systematische Abweichung von der mittleren Produktionsfunktion hin, die Varianz könnte in diesem Fall vollständig auf stochastische Einflüsse zurückgeführt werden. Der berechnete γ -Wert liegt, wie der Tabelle entnommen werden kann, bei Eins und ist hoch signifikant von Null verschieden. Die im Modell enthaltene Varianz kann somit nahezu ausschließlich auf die Ineffizienz zurückgeführt werden, so dass stochastische Schwankungen keinen Einfluss haben (siehe auch BATTESE und COELLI, 1995).

Der Wert der Loglikelihood-Funktion drückt aus, wie sich ein Modell mit den entsprechenden Parameterschätzungen an die gegebenen Daten anpasst. Wenn ein Parametervektor die Likelihood maximiert, dann liefern diese Parameter die beste Anpassung dieses Modells an die Daten.

Die Nutzung parametrischer Funktionsformen, die nicht automatisch die Regularitätsbedingungen der neoklassischen Theorie erfüllen, erfordern eine Prüfung der entsprechenden Einschränkungen (BRÜMMER, 2001). Die Monotonieannahme ist in der Mehrzahl der Beobachtungen erfüllt, die Schätzungen der Punkt Elastizitäten zeigen jedoch, dass die Monotonieannahme häufig verletzt wird. Für den Input Land weisen 29% der Beobachtungen eine negative Elastizität auf, für Arbeit sind es 42%, für proportionale Inputs eine Beobachtung und für sonstige Inputs zeigt ein Drittel der Beobachtungen eine negative Elastizität.

Die Produktionselastizitäten evaluiert am Stichprobenmittel (Median) sind in Tabelle 5.7 dargestellt. Die höchste Elastizität (0,41) weisen die proportionalen Inputs auf, die sonstigen Inputs haben eine Elastizität von 0,24, Land liegt bei 0,23 und Arbeit hat eine Elastizität von 0,10. Alle Elastizitäten sind signifikant positiv, Arbeit ist allerdings

⁶Gamma ist definiert als Anteil der Varianz der systematischen Komponente an der Gesamtvarianz:

$$\gamma = (\sigma_u^2 / (\sigma_u^2 + \sigma_v^2)).$$

Tabelle 5.6: Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse SFA (Inefficiency Effects Model)

Unabhängige Variable	Koeffizient	Translog	
		geschätzter Wert	t-Statistik
Frontier production function			
absolutes Glied	β_0	0,174***	6,400
$\ln x_1$ Land	β_1	0,231***	2,917
$\ln x_2$ Arbeit	β_2	0,104*	1,734
$\ln x_3$ proportionale Inputs	β_3	0,413***	7,498
$\ln x_4$ nicht prop. Inputs, Abschreibung	β_4	0,236***	2,697
$\ln x_5$ Periode 2000	β_5	-0,010	-0,407
0,5 ($\ln x_1 \ln x_1$)	β_{11}	-1,303***	-2,662
0,5 ($\ln x_2 \ln x_2$)	β_{22}	0,093	0,134
0,5 ($\ln x_3 \ln x_3$)	β_{33}	0,386***	2,770
0,5 ($\ln x_4 \ln x_4$)	β_{44}	-0,381	-0,650
$\ln x_1 \ln x_2$	β_{12}	1,395***	3,620
$\ln x_1 \ln x_3$	β_{13}	-0,542***	-2,652
$\ln x_1 \ln x_4$	β_{14}	1,045**	2,061
$\ln x_2 \ln x_3$	β_{23}	0,269	1,552
$\ln x_2 \ln x_4$	β_{24}	-1,585***	-4,195
$\ln x_3 \ln x_4$	β_{34}	0,003	0,019
inefficiency model			
Konstante	δ_0	0,208	0,282
Bodengüte	δ_1	-0,104	-0,950
Betriebsgröße	δ_2	-0,279**	-2,179
Grünlandanteil	δ_3	-0,002	-0,013
Viehichte	δ_4	0,042	0,246
Niederschlagsmenge	δ_5	0,727	1,093
Anteil Milcherlöse	δ_6	-0,493**	-2,456
sigma-squared	$\sigma_s \times \sigma_s$	0,045***	4,201
gamma	γ	1,000***	79377
Loglikelihood Funktion	LLF	74,46	
LR-Test	LR	32,52	
Mittel der technischen Effizienz 1999		0,817	
Mittel der technischen Effizienz 2000		0,809	

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau(2-seitig)

Quelle: eigene Berechnungen mit Frontier 4.1 (siehe COELLI, 1996)

nur schwach signifikant positiv. Der Periodeneinfluss β_5 deutet aufgrund des negativen Vorzeichens der Elastizität (-0,01) auf einen niedrigeren Frontieroutput und damit eine niedrigere Produktivität im Jahr 2000 hin, der Einfluss ist jedoch nicht signifikant von Null verschieden. Damit kann nicht widerlegt werden, dass es sich um eine normale Jahresschwankung handelt. Das Schätzergebnis für die Skalenerträge beträgt 0,98, weicht jedoch nicht signifikant von Eins ab, daher kann die Hypothese konstanter Skalenerträge nicht abgelehnt werden.

Tabelle 5.7: Produktionselastizitäten (Inefficiency Effects Model) evaluiert am Stichprobenmittel

	Land	Arbeit	Proportionale Inputs	Sonstige Inputs	Periode	Skalenerträge
Schätzung	0,231	0,104	0,413	0,236	-0,010	0,975
Standardfehler	0,079	0,060	0,055	0,087	0,024	0,145

Quelle: eigene Berechnungen

Bei der Untersuchung der effizienzbestimmenden Faktoren zeigt sich sowohl von der Betriebsgröße als auch vom Anteil der Milcherlöse ein signifikant negativer Effekt auf die Ineffizienz (siehe unterer Teil der Tabelle 5.6). Beide Faktoren beeinflussen die Ineffizienz mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% negativ. Große, hoch spezialisierte Milchviehbetriebe waren demnach am effizientesten. Von den Erklärungsgrößen Bodengüte, Grünlandanteil, Viehdichte und Niederschlagsmenge geht kein signifikanter Einfluss aus. Die mittleren Effizienzwerte liegen mit 0,817 im Jahr 1999 und 0,809 im Jahr 2000 deutlich unterhalb der Effizienzwerte im Modell ohne Erklärungsvariablen, wie auch Tabelle 5.8 entnommen werden kann. Trotzdem weisen die Effizienzwerte im Inefficiency Effects Model eine höhere Standardabweichung und eine größere Spannweite auf. Die Betriebe können im Mittel Paretoverbesserungen durch Outputsteigerungen in Höhe von 13,5% im Jahr 1999 bzw. 14,2% im Jahr 2000 im Modell ohne Erklärungsvariablen erreichen. Werden hingegen die Erklärungsvariablen mit einbezogen, sind mittlere Paretoverbesserungspotenziale durch Outputsteigerungen in Höhe von 22,4% bzw. 23,3% möglich. Während die besten Betriebe nur geringe Paretoverbesserungen erzielen können, können die ineffizientesten Betriebe ihren Output z.T. verdoppeln. Da die Effizienzwerte im Mittel niedriger ausfallen, hat die Schätzung der Einflussfaktoren im Inefficiency Effects

Model offensichtlich dazu geführt, dass sich die Differenz zwischen den beobachteten Werten und der Frontier vergrößert hat.

Tabelle 5.8: Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg SFA

	Technical Effects Model		Inefficiency Effects Model	
	1999	2000	1999	2000
mittlere Effizienz	0,882	0,876	0,817	0,809
Standardabweichung	0,078	0,092	0,126	0,138
Min.	0,649	0,529	0,528	0,449
Max.	0,975	0,970	0,999	1,000

Quelle: eigene Berechnungen

Um festzustellen, ob das in Tabelle 5.6 dargestellte Translog-Modell mit Erklärungsvariablen, nachfolgend als full model bezeichnet, eine bessere Anpassung an die Daten liefert als andere einfachere Modelle, lässt sich mit Hilfe des Likelihood-Ratio-Tests (siehe GREENE, 2003) die Güte der Schätzung (LLF) miteinander vergleichen (BRÜMMER, 2001). Übersteigt der ermittelte Wert den tabellarischen Wert der Chi-Quadrat-Verteilung mit dem Freiheitsgrad in Höhe der Differenz zwischen der in der Null- und Alternativhypothese einbezogenen Parameterzahl, kann die Nullhypothese abgelehnt werden (COELLI ET AL., 2005).

Tabelle 5.9: LR-Teststatistik der verschiedenen SFA Modellspezifikationen

Modell	LLF	LR (H_0)	Freiheitsgrade ^a	
			χ^2	χ^2_{tab}
No inefficiency effects	63,17	22,60 ($\delta_i = 0$)	7	13,40
No technical inefficiency	58,20	32,52 ($\delta_i = 0; \sigma_u = 0$)	8	14,85
Full model	74,46			

^a (siehe KODDE und PALM, 1986)

Quelle: eigene Berechnungen

Zunächst wird das full model dem Modell ohne Erklärungsvariablen gegenübergestellt. Es wird die Nullhypothese aufgestellt, dass das Modell ohne Erklärungsvariablen δ_i (no inefficiency effects), also das Technical Effects Model eine ähnlich gute Anpassung liefert wie das full model. Diese Nullhypothese kann abgelehnt werden, wie aus Tabelle

5.9 hervorgeht, weil der LR-Test den tabellarischen Chi-Quadrat-Wert mit 10 Freiheitsgraden und einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ übersteigt (siehe KODDE und PALM, 1986). Es zeigt sich somit, dass die Erklärungsvariablen zu einer besseren Modellanpassung beitragen. In einem weiteren Test wird der Einfluss des einseitigen Fehlerterms untersucht, indem der LR-Test zwischen dem Modell ohne technische Ineffizienz (no technical inefficiency) und dem full model durchgeführt wird. Auch diese Nullhypothese, die unterstellt, dass sämtliche Abweichungen vom Mittelwert auf stochastische Schwankungen zurückgeführt werden können, kann abgelehnt werden. Damit kann davon ausgegangen werden, dass die Abweichungen vom Mittelwert auch auf Ineffizienz u_i zurückgeführt werden können.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass kein anderes Modell eine ähnliche gute Anpassung an die Daten liefert wie das Translog-Modell mit Erklärungsgrößen.

5.1.2.4 Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse mit der DEA

Eine traditionelle Effizienzanalyse wird ebenfalls mit der DEA durchgeführt. Dabei werden die Jahre 1999 und 2000 getrennt in Form von Querschnittsanalysen betrachtet. Für diese Analyse wird keine Deflationierung vorgenommen.⁷

Tabelle 5.10: Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg DEA

	1999	2000
mittlere $TE_{VRS_{in}}$	0,923	0,900
mittlere $TE_{VRS_{out}}$	0,904	0,878
Median $TE_{VRS_{in}}$	0,958	0,932
Median $TE_{VRS_{out}}$	0,959	0,909
Anzahl effizient VRS_{in}	23	21
Anzahl effizient VRS_{out}	23	21

Quelle: eigene Berechnungen

Die in der Tabelle 5.10 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die mittleren inputorientierten Effizienzwerte mit 0,923 und 0,900 in beiden Jahren höher sind als die outputorien-

⁷Eine Deflationierung wird bei Betrachtung der einzelnen Jahre nicht vorgenommen, weil die Deflationierung nicht für jeden einzelnen Input und Output durchgeführt werden kann, sondern nur für Produktgruppen möglich ist. Durch eine Deflationierung würde der Verlust von Informationen in Kauf genommen werden. Eine Deflationierung wird jedoch im nachfolgenden Malmquistvergleich vorgenommen, weil dort mehrere Jahre miteinander verglichen werden.

tierten mit 0,904 und 0,878. Das Paretoverbesserungspotenzial durch Inputeinsparungen beträgt somit 7,7 bzw. 10,0%. Das Paretoverbesserungspotenzial durch Outputsteigerungen beträgt 10,6 bzw. 13,8%. Im Jahr 1999 sind sowohl im inputorientierten als auch im outputorientierten Modell 23 DMUs, im Folgejahr 21 DMUs effizient. Dies entspricht einem Anteil von knapp 40% bzw. 36%. In inputorientierter Betrachtung kann im Jahr 2000 zusätzlich noch ein schwach effizienter Betrieb identifiziert werden.

Auf Grundlage der Höhe der Paretoverbesserungspotenziale in den einzelnen Jahren kann nicht darauf geschlossen werden, ob die Paretoverbesserungspotenziale auf einem höheren oder niedrigeren Niveau als im jeweils anderen Jahr möglich sind. Die Bewertung der Betriebe erfolgt nämlich im Vergleich zu allen anderen im Datensatz enthaltenen Betrieben desselben Jahres. So ist bspw. vorstellbar, dass ein Betrieb in beiden Jahren das gleiche Einsparpotenzial aufweist, jedoch in einem der beiden Jahre einen Produktionspunkt erreicht, der deutlich besser ist als im anderen Jahr, weil sich auch die Bezugsbasis, in Form des relevanten Abschnitts der Frontier, verschoben hat. Dieses kann mit Hilfe des Malmquistindex bestimmt werden. Um die Inflation zu berücksichtigen, wird auf die deflationierten Daten zurückgegriffen.

Die inputorientierten Effizienzwerte sind von 1999 nach 2000 im Mittel leicht gesunken. Ein Rückgang um 2% wird durch den „pure technical Efficiency catch up“ (siehe Tabelle 5.11) von 0,98 ausgedrückt. Doch der VRS-Frontier Shift von 1,026 zeigt, dass die Paretoverbesserungen auf einem um 2,6% höheren Niveau realisiert werden können. Die Verschiebung der Frontier kann als technischer Fortschritt interpretiert werden.⁸ Die niedrigeren Effizienzwerte auf einem höheren Niveau führen zu einem annähernd neutralen Gesamteffekt, der durch den Malmquistindex von 1,005, also einer Produktivitätssteigerung von 0,5% angezeigt wird.

Tabelle 5.11: Veränderung der Effizienz und Produktivität in der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg

Malmquistindex 1999-2000	1,005
Pure technical Efficiency catch up	0,980
VRS-Frontier Shift	1,026

Quelle: eigene Berechnungen

⁸Es gibt keine statistischen Tests, die den in der DEA ermittelten technischen Fortschritt absichern können. So ist z.B. denkbar, dass die Steigerung auf Witterungseinflüsse zurückgeführt werden kann.

Zur Beantwortung der Frage, welche Inputs relativ effizient eingesetzt werden, können die mittleren Gewichtungsfaktoren betrachtet werden, die in Tabelle 5.12 dargestellt sind. Im Jahr 1999 liegt die höchste relative Gewichtung auf den proportionalen Inputs (0,366) und ist doppelt so hoch wie die Gewichtung des Inputs Arbeitskräfte (0,188). Die untersuchten Betriebe haben somit im Durchschnitt die geringsten proportionalen Einsparmöglichkeiten im Bereich der proportionalen Inputs. Im Jahr 2000 sind die Unterschiede nicht so groß, es ist annähernd eine Gleichverteilung zu beobachten.

Tabelle 5.12: Gewichtungsfaktoren der traditionellen Effizienzanalyse Luxemburg

	Land	Arbeit	Proportionale Inputs	Sonstige Inputs
1999	0,206	0,188	0,366	0,239
2000	0,208	0,260	0,249	0,283

Quelle: eigene Berechnungen

5.1.2.5 Vergleich der Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse

Nachdem die mittleren Effizienzwerte der SFA und der DEA dargestellt worden sind, soll an dieser Stelle ein Vergleich der Ergebnisse der unterschiedlichen Analysemethoden und Modelle durchgeführt werden. Anhand der mittleren Effizienzwerte kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob sich die Modelle ähnlich sind, da unterschiedliche Verteilungen anzutreffen sind. Bei der SFA wird im Voraus eine Verteilungsannahme der Effizienzwerte, bzw. genauer gesagt der Ineffizienzwerte getroffen. Bei der DEA sind dagegen einige Beobachtungen mit einem Effizienzwert von Eins zu finden, die Verteilungen sind daher unterschiedlich. Um zu ermitteln, ob die Methoden vergleichbare Ergebnisse liefern, wird die Rangkorrelation nach Spearman ermittelt.

In Tabelle 5.13 sind die Rangkorrelationen nach Spearman zwischen den verschiedenen Effizienzanalysemethoden dargestellt, wobei im linken Teil der Tabelle die Rangkorrelationen des Jahres 1999 und im rechten Teil die Rangkorrelationen des Jahres 2000 bezogen auf die Effizienzwerte des jeweiligen Jahres aufgeführt sind. Alle Korrelationen sind auf dem 0,001 Niveau signifikant. Die Veränderungen zwischen den Jahren 1999 und 2000 sind gering, wobei die Rangkorrelationen im Jahr 1999 höher sind als im Jahr 2000.

Tabelle 5.13: Rangkorrelation nach Spearman für traditionelle Effizienzanalyse

	1999			2000		
	SFA	VRS _{in}	VRS _{out}	SFA	VRS _{in}	VRS _{out}
SFA	1	0,70***	0,69***	1	0,56***	0,60***
VRS _{in}		1	0,97***		1	0,93***
VRS _{out}			1			1

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau (2-seitig)

Quelle: eigene Berechnungen

Es zeigt sich, dass in beiden Jahren die Korrelationen zwischen der input- und output-orientierten DEA unter Annahme variabler Skalenerträge mit 0,97 bzw. 0,93 nahe Eins und damit am höchsten sind. Die Rangkorrelationen zwischen den Effizienzwerten der SFA und den inputorientierten Effizienzwerten der DEA liegen bei 0,70 im Jahr 1999 bzw. 0,56 im Jahr 2000 und sind damit im einen Jahr höher und im anderen Jahr niedriger als im Vergleich der SFA mit der outputorientierten DEA, in dem sie bei 0,69 bzw. 0,60 liegen. Die höheren Rangkorrelationen der SFA mit der outputorientierten DEA als mit der inputorientierten DEA waren zu erwarten, da die SFA ebenfalls outputorientiert betrachtet. Dennoch sollen im weiteren Verlauf der Arbeit die inputorientierten Modelle in der DEA verwendet werden, weil das Hauptaugenmerk auf die Inputeinsparpotenziale gerichtet wird.

5.1.3 Erweiterte Effizienzanalysen Luxemburg

Der zweite angewendete Ansatz ist die um Umweltwirkungen erweiterte Effizienzanalyse. Hier kommen erneut sowohl die SFA als auch die DEA zum Einsatz.

5.1.3.1 Variablen für die erweiterten Effizienzanalysen

Die erweiterte Effizienzanalyse betrachtet neben den traditionellen Inputs auch die drei unerwünschten Umweltwirkungen Stickstoffsaldo, Phosphorsaldo und Energieeinsatz, wie der Tabelle 5.14 entnommen werden kann.

Die Bilanzierung der Energie und Nährstoffe wurde gesamtbetrieblich nach dem Prinzip der Hoftorbilanz durchgeführt. Dabei wurden die Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P₂O₅, im Folgenden P bezeichnet) erfasst. Die Bilanz ergibt sich aus den importierten und exportierten Mengen. Die Bilanzierung der Gesamt- und Fossilenergie erfolgte nach

Tabelle 5.14: Variablen der erweiterten Effizienzanalyse für Luxemburg

Output	Summe Einnahmen ohne Subventionen in €
Inputs	Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) in ha Arbeitskräfte in AK proportionale Inputs in € sonstige Inputs in €
unerwünschte Umweltwirkungen	Stickstoffsaldo in kg N Phosphorsaldo in kg P ₂ O ₅ Energieeinsatz in GJ

dem gleichen Prinzip (FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS, 2002). Die Energie geht nicht in Form eines Saldos in die Untersuchung ein, weil sich die unerwünschte Umweltwirkung in Form der CO₂-Emissionen nicht aus dem Saldo ergibt, sondern vom Energieeinsatz ausgeht. Deshalb wird der Energieeinsatz in Form der gesamten eingesetzten Energie gemessen. Bei der angewandten Methode der Datenerfassung sind Vorräte und Bestandsänderungen der Betriebsmittel nicht berücksichtigt, was jährliche Schwankungen der Bilanzergebnisse mit sich bringt. Die Stickstoffbilanzen der Jahre 1996-2000 zeigen einen durchschnittlichen Input von 186 kg N/ha und Output von 49 kg N/ha, daraus resultiert ein N-Überschuss von 137 kg N/ha. In der Tabelle 5.15 sind die drei unerwünschten Umweltwirkungen näher charakterisiert. Die übrigen Variablen sind dort nicht aufgeführt, weil sie bereits in Tabelle 5.3 beschrieben wurden. Für das Jahr 1999 liegt der N-Überschuss bei 136 kg N/ha. Er fällt im Folgejahr auf 132 kg N/ha. Auch Phosphorüberschuss und Energieeinsatz sinken leicht. Die Spannweiten zwischen den Betrieben sind recht groß und nehmen im Stickstoffüberschuss und Energieeinsatz trotz geringerer Mittelwerte zu.

Der Herdbuchverband ist nach umfangreichen Literaturrecherchen, Gesprächen mit Fachleuten und eigenen Erfahrungen zu der Einsicht gelangt, dass ein P-Saldo mit einer Toleranzbreite von ± 5 kg P₂O₅/ha aus ökologischer Sicht als nachhaltig, weil ressourcenschonend angesehen werden kann. KUHAUPT und GERNAND (2001) weisen darauf hin, dass die anzustrebenden N-Salden im Bereich von 0-20 kg N/ha liegen.⁹ Wie bereits in Kapitel 4 beschrieben, können Salden als Input in der DEA zu methodischen

⁹KUHAUPT und GERNAND (2001) betonen, dass die N-Salden abhängig von der Sickerwassermenge sind. Diese wird im Gegensatz zum KUL-Bilanzierungssystem, in der die N-Salden mit einem Standardkorrekturfaktor korrigiert werden, bei den Luxemburg-Daten nicht berücksichtigt.

Tabelle 5.15: Deskriptive Analyse der Umweltvariablen für erweiterte Effizienzanalyse

	Einheit	ar. Mittel	Std. abw.	Spannw.
1999				
Stickstoffsaldo	kg N/ha	136,12	43,47	189
Phosphorsaldo	kg P ₂ O ₅ /ha	21,84	17,44	71
Energieeinsatz	in GJ/ha	59,19	28,51	146
2000				
Stickstoffsaldo	kg N/ha	131,72	47,67	203
Phosphorsaldo	kg P ₂ O ₅ /ha	20,60	16,21	52
Energieeinsatz	in GJ/ha	56,60	27,74	147

Quelle: eigene Berechnungen

Problemen führen. Beim verwendeten Stickstoffsaldo treten keine Probleme auf, da alle Betriebe einen positiven Saldo, also einen Überschuss vorweisen. Beim Phosphorsaldo sind jedoch sowohl positive als auch negative Werte anzutreffen, zudem sind einige Salden ausgeglichen, nehmen also einen Wert von Null an. Um diese Variable in das Modell integrieren zu können, müssen Anpassungen erfolgen. Das Problem negativer Salden wird durch die Verwendung von absoluten Zahlen gelöst. Die Verwendung von Beträgen ist durchaus angebracht, da in der Literatur Betriebe für einen Überschuss ebenso kritisiert werden wie für eine Unterversorgung, denn eine Unterversorgung führt dazu, dass die Böden aushagern und dadurch die zukünftige Nutzung beeinträchtigt wird. Eine stärkere Unterversorgung ist mit einem Überschuss in gleicher Höhe vergleichbar.¹⁰ Das Problem der kleinen Werte, bzw. der Werte gleich Null wird gelöst, indem die Salden, die innerhalb des Toleranzbereichs liegen, auf die Höhe des Toleranzbereichs angeglichen werden. So werden Phosphorsalden ≤ 5 kg P₂O₅/ha mit 5 kg und Stickstoffsalden ≤ 20 kg N/ha mit 20 kg festgesetzt. Dieses Vorgehen wird damit begründet, dass die genaue Höhe des Saldos nicht im direkten Handlungsspielraum des Betriebsleiters liegt, sondern nur innerhalb einer Schwankungsbreite eingehalten werden kann. So kann z.B. nicht zwischen einem N-Saldo von 8 kg/ha und 12 kg/ha unterschieden werden.

Im Jahr 1999 setzten 9, im Jahr 2000 setzten 8 Betriebe keine phosphorhaltigen Dünger

¹⁰Eine Über-/ Unterversorgung kann durchaus erwünscht sein, wenn sich die Bodengehaltssklassen des Phosphors nicht im Optimalzustand befinden. Dieses wird jedoch in dieser Untersuchung außer Acht gelassen, da von einem langfristigen Gleichgewichtszustand ausgegangen werden soll.

ein. Der eingesetzte Phosphor kam bei diesen Betrieben ausschließlich aus dem Futter.

5.1.3.2 Ergebnisse der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA

In der erweiterten Effizienzanalyse werden die drei unerwünschten Umweltwirkungen N-Saldo, P-Saldo und Energieeinsatz sowie deren Quadrate und Kreuzterme in die Modellformulierungen mit aufgenommen. Die Produktionselastizitäten der erweiterten Effizienzanalyse evaluiert am Stichprobenmittel sind in Tabelle 5.16 dargestellt. Die gesamte Übersicht über die Parameter der Schätzung kann dem Anhang (Tabelle A.2) entnommen werden.

Wird das Modell der SFA-Umwelteffizienzanalyse mit einem Loglikelihood-Funktionswert von 109,61 mit dem SFA Inefficiency Effects Model, das einen Loglikelihood-Funktionswert von 74,46 erhält, verglichen, ergibt sich im Likelihood-Ratio Test ein Wert von 70,31, der oberhalb des kritischen Chi-Quadrat-Wertes von 38,3 mit 21 Freiheitsgraden zu einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1% liegt. Somit bietet die Umwelteffizienzanalyse eine bessere Anpassung an die Daten als die traditionelle Effizienzanalyse.

Tabelle 5.16: Produktionselastizitäten der erweiterten Effizienzanalyse evaluiert am Stichprobenmittel

	Schätzung	Standardfehler
Land	0,148	0,157
Arbeit	0,113	0,069
proportionale Inputs	0,501	0,040
sonstige Inputs	0,231	0,099
N-Saldo	0,039	0,073
P-Saldo	-0,082	0,036
Energieinput	0,029	0,166
Periode 2000	-0,013	0,017
Skalenerträge	0,966	0,274

Quelle: eigene Berechnungen

Die Produktionselastizitäten der proportionalen Inputs und sonstigen Inputs sind signifikant positiv. Die Elastizität der unerwünschten Umweltwirkung P-Saldo (-0,082) ist signifikant negativ. Eine Erhöhung des P-Saldos führt somit zu einem geringeren Output. Die Elastizitäten der übrigen Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen sind

nicht signifikant von Null verschieden. Dementsprechend steigt der Output infolge einer Erhöhung dieser Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen. Auch in der Mehrzahl der Beobachtungen weisen der P-Saldo (77%), aber auch der N-Saldo (55%) negative Elastizitäten auf, während für alle anderen Inputs in weniger als der Hälfte der Beobachtungen Verletzungen der Monotoniebedingungen auftreten.

Die negativen Produktionselastizitäten des Stickstoff- und Phosphorsaldos sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass in viehhaltenden Betrieben Phosphor größtenteils als Futtermittel und nur in geringen Mengen als Düngemittel in den Betrieb gelangt. Auch im Endbericht der *FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS* (2002) wird darauf hingewiesen, dass die mineralische Düngung von Phosphordüngern in den untersuchten Betrieben unterbleiben sollte, weil bereits ohne mineralische Düngung ein Phosphorüberschuss verbleiben würde. Die Futtermittel setzen sich untrennbar aus vielen Nährstoffen, u.a. Stickstoff und Phosphor zusammen. Eine Reduktion des Phosphors würde aufgrund der Kopplung in vielen Fällen nur über eine Reduktion des Futters erreicht werden können. Diese Inputreduktion würde jedoch zu einem sinkenden Ertrag führen. Daher muss die negative Produktionselastizität des P-Saldos gewinnmaximierendem Verhalten nicht notwendigerweise widersprechen.

Wie auf den Seiten 108ff. dargestellt, werden in der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA zunächst outputorientierte Effizienzwerte ermittelt. Darauf aufbauend wird berechnet, um wie viel die Betriebe ihre unerwünschten Umweltwirkungen reduzieren könnten. Die Ineffizienz in den traditionellen Inputs wird in die Reduktionspotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen mit einbezogen.

Die Effizienzwerte im outputorientierten Modell unter Einbeziehung der unerwünschten Umweltwirkungen liegen im Mittel bei 0,872 im Jahr 1999 und 0,857 im Jahr 2000. Aus der darauf aufbauenden Bestimmung der inputorientierten Umwelteffizienzwerte resultieren mittlere Effizienzwerte von 0,579 bzw. 0,590. Das bedeutet, dass die Betriebe im Mittel ihre unerwünschten Umweltwirkungen nahezu halbieren könnten, weil Reduktionen von 42,1% im Jahr 1999 und 41,0% im Jahr 2000 möglich sind. Der Anteil der Milcherlöse zeigt einen signifikant positiven Einfluss auf die outputorientierten Effizienzwerte.

5.1.3.3 Ergebnisse der erweiterten Effizienzanalysen mit der DEA

In der erweiterten Effizienzanalyse mit der DEA kommen die in Tabelle 4.1 auf Seite 126 vorgestellten neun verschiedenen Modelle zum Einsatz. Die Ergebnisse der Analysen sind in Tabelle 5.17 dargestellt. Zur besseren Illustration der Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Modelle wird auch die Verteilung der Betriebe auf die Bereiche zunehmender (IRS), konstanter (CRS) und abnehmender (DRS) Skalenerträge gezeigt.

Tabelle 5.17: Ergebnisse der erweiterten Effizienzanalysen mit der DEA

	UO	IUO	REIN- HARD	HV	ALLEN	BALL 2	BALL 3	BALL 4	DODF
1999									
Mittelwert	0,949	0,984	0,901	0,950	0,955	0,986	0,984	0,962	0,981
Min.	0,506	0,743	0,506	0,694	0,694	0,694	0,757	0,669	0,678
Standardabw	0,125	0,052	0,158	0,080	0,076	0,048	0,048	0,090	0,060
Anzahl ineffizient	11	8	21	21	21	8	9	11	9
Frontierbetriebe	47	50	37	37	37	50	49	47	49
IRS	11	8	23	26	26	6	7	11	7
CRS	40	45	24	24	24	45	44	40	44
DRS	7	5	11	8	8	7	7	7	7
2000									
Mittelwert	0,950	0,984	0,859	0,926	0,938	0,984	0,987	0,962	0,984
Min.	0,534	0,789	0,399	0,700	0,722	0,759	0,768	0,682	0,699
Standardabw	0,116	0,046	0,172	0,099	0,083	0,048	0,041	0,085	0,050
Anzahl ineffizient	12	9	29	28	28	9	9	12	9
Frontierbetriebe	46	49	29	30	30	49	49	46	49
IRS	17	14	35	34	34	12	13	17	13
CRS	35	40	17	17	17	40	41	35	40
DRS	6	4	6	7	7	6	5	6	5

Quelle: eigene Berechnungen

Das IUO-Modell von TYTECA sowie die Modelle BALL 2, BALL 3 und die Directional Output Distance Function (DODF) zeigen in beiden Jahren eine geringe Ineffizienz und damit ein Verbesserungspotenzial unter 2%. Hier zeigt sich die von HAILU und VEEMAN (2001) angesprochene Inflation der Effizienzwerte. Die Verbesserungspotenziale in dem Modell UO von TYTECA mit 5% sowie im Modell 4 von BALL mit knapp 4% sind in beiden Jahren etwas höher. Anhand der Verteilung der Betriebe auf die Skalenertragsklassen sind die Ähnlichkeiten der Modelle mit schwacher Verschwendbarkeit ersichtlich. Auch die Anzahl der effizienten Betriebe mit 47 bis 50 im Jahr 1999 bzw. 46 bis 49 im

Jahr 2000 unterscheidet sich nur gering.

Ebenso weisen die drei Modelle mit freier Verschwendbarkeit (Modelle REINHARD, HAILU UND VEEMAN (HV) und ALLEN) große Ähnlichkeiten zueinander auf und haben gegenüber den Modellen mit schwacher Verschwendbarkeit verhältnismäßig geringe durchschnittliche Effizienzwerte und wenige effiziente Betriebe. Zwar unterscheiden sich die Effizienzwerte des Modells REINHARD (0,901 im Jahr 1999 bzw. 0,859 im Jahr 2000) von den Modellen HV (0,950; 0,926) und ALLEN (0,955; 0,938), doch die Charakterisierung in effiziente und ineffiziente Betriebe ist bei den Modellen fast identisch. Lediglich der Betrieb 36/886 ist im Jahr 2000 in den Modellen von HAILU und ALLEN effizient, weist jedoch im Modell von REINHARD ein Verbesserungspotenzial von 4% auf. Insgesamt können im Jahr 1999 37 und im Jahr 2000 29 bzw. 30 effiziente Betriebe identifiziert werden. Damit liegt die Zahl der effizienten Betriebe deutlich niedriger als in den Modellen unter Annahme schwacher Verschwendbarkeit. Das Modell von REINHARD, das bei konstanten Inputs und Outputs die Reduktionspotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen misst, ermittelt die höchsten Paretoverbesserungspotenziale. Bei konstanten Inputs und Outputs könnten demnach die unerwünschten Umweltwirkungen um 10% bzw. 14% reduziert werden.

Der Vergleich der unterschiedlichen Modellvarianten zeigt, dass die Annahme über die Verschwendbarkeit der unerwünschten Umweltwirkungen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe der Effizienzwerte hat. Welche Modellspezifikation im Einzelnen gewählt wird, ist hingegen weniger bedeutend. Diese Erkenntnisse ergeben sich nicht nur aufgrund des betrachteten Datensatzes, in dem hohe mittlere Effizienzwerte beobachtet werden können. Dieses kann mit Hilfe der Verteilung der Betriebe in die unterschiedlichen Skalenertragsklassen deutlich gemacht werden.

Stellvertretend für die erweiterten Umwelteffizienzmessungskonzepte mit der DEA wird das Modell von ALLEN für die weiteren Auswertungen betrachtet, das bei konstanten Outputs Einsparpotenziale der Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen von 4,5% bzw 6,2% ausweist. In Tabelle 5.18 sind die relativen Gewichtungsfaktoren der Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen im Durchschnitt über alle Betriebe dargestellt. Sie geben Auskunft darüber, welche Inputs relativ effizient sind. Die drei höchsten Gewichtungsfaktoren zeigen in beiden Jahren die proportionalen Inputs, die sonstigen Inputs und der Arbeitskräftebesatz. Im Jahr 1999 kann die Landwirtschaftliche Nutzfläche die vierthöchsten Gewichtungsfaktoren aufweisen und erst danach folgen die unerwünschten Umweltwirkungen in der Reihenfolge N-Saldo, Energie und P-Saldo. Im Jahr 2000 liegen

die Gewichtungsfaktoren für Energie und N-Saldo knapp oberhalb der Landwirtschaftlichen Nutzfläche, der P-Saldo hat erneut mit Abstand die geringsten Gewichtungsfaktoren. Die durchschnittlichen Gewichtungsfaktoren verändern sich nur leicht von 1999 bis 2000. Die größten Änderungen tauchen bei den proportionalen Inputs auf. Sie verringern sich von 0,29 auf 0,16. Diese Anteile kommen vor allem den sonstigen Inputs sowie der Landwirtschaftlichen Nutzfläche zugute. Die geringen Anteile der Gewichtungsfaktoren für die unerwünschten Umweltwirkungen deuten darauf hin, dass diese vergleichsweise ineffizient verwendet werden.

Tabelle 5.18: Gewichtungsfaktoren der erweiterten Effizienzanalyse Luxemburg

Jahr	LN	AK	proportionale Inputs	sonstige Inputs	N-Saldo	P-Saldo	Energie
1999	0,101	0,172	0,289	0,162	0,102	0,063	0,112
2000	0,149	0,188	0,160	0,207	0,129	0,065	0,101
⊖	0,125	0,180	0,225	0,185	0,116	0,064	0,107

Quelle: eigene Berechnungen

Die Effizienzwerte in der erweiterten Effizienzmessung im Modell ALLEN sind von 1999 nach 2000 leicht fallend (-1,4%, siehe Tabelle 5.19). Doch die Paretoverbesserungen können auf einem höheren Niveau erreicht werden, wie der VRS-Frontier Shift von 1,028 zeigt. Insgesamt steigt die Produktivität somit um 1,3%.

Tabelle 5.19: Veränderung der Effizienz und Produktivität in der erweiterten Effizienzanalyse Luxemburg

Malmquistindex 1999-2000	1,013
pure technical Efficiency catch up	0,986
VRS-Frontier Shift	1,028

Quelle: eigene Berechnungen

5.1.4 Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse Luxemburg

Der dritte betrachtete Ansatz ist die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse. Die Effizienzwerte dieses Ansatzes können nur mit der DEA berechnet werden.

5.1.4.1 Variablen für die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse

Als Output wird in der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse analog zu KORTELAINEIN und KUOSMANEN (2004) die Nettowertschöpfung des Unternehmens betrachtet, die dem ordentlichen Betriebseinkommen des Unternehmens entspricht (vgl. KRUEMMEL, 1997). Zur Bestimmung der Wertschöpfung werden die proportionalen Inputs sowie die sonstigen Inputs von den Einnahmen abgezogen. Im Gegensatz zur traditionellen Effizienzanalyse auf Betriebsebene werden die Variablen Arbeit und Fläche nicht betrachtet, da diese ja aus dem Betriebseinkommen noch zu entlohnen sind.

Tabelle 5.20: Variablen der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse für Luxemburg

Output	Wertschöpfung in € Betriebseinkommen
unerwünschte Umweltwirkungen	Stickstoffsaldo in kg N
	Phosphorsaldo in kg P ₂ O ₅
	Energieeinsatz in GJ

In Tabelle 5.20 sind die Variablen der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse für den Luxemburger Datensatz dargestellt.

Tabelle 5.21: Deskriptive Analyse der Variablen für die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse

	Einheit	ar. Mittel	Std. abw.	Spannw.
Wertschöpfung 1999	€/ha	290,89	289,13	1217
Wertschöpfung 2000	€/ha	230,31	323,76	1518
Wertschöpfung 2000 deflationiert	€/ha	292,87	312,46	1574

Quelle: eigene Berechnungen

In Tabelle 5.21 sind die Ergebnisse der deskriptiven Analyse der Variablen der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse dargestellt. Das Betriebseinkommen schwankt im Jahr 1999 innerhalb einer sehr großen Spannweite (1217 €/ha) im Vergleich zum Mittelwert (291€/ha). Diese Schwankungen können vermutlich zum einen auf Unterschiede in der Intensität der Tierhaltung und zum anderen auf erfolgreiches bzw. weniger erfolgreiches Management zurückgeführt werden. Das Betriebseinkommen sinkt von 291 im

Jahr 1999 auf 230 €/ha im Folgejahr im Durchschnitt der Betriebe. Wird das Betriebs-einkommen deflationiert, ist hingegen eine geringe Steigerung um 2 €/ha zu erkennen. Die Spannweite und die Standardabweichung steigen sowohl in der deflationierten als auch in der nicht-deflationierten Betrachtung. Damit unterscheiden sich die erfolgreichen und weniger erfolgreichen Betriebe im Jahr 2000 stärker als im Jahr 1999.

In der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse werden nur die unerwünschten Umweltwirkungen als Inputs betrachtet. Diese wurden bereits im Zuge der Vorstellung der Variablen für die erweiterte Effizienzanalyse in Tabelle 5.15 dargestellt.

5.1.4.2 Ergebnisse der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse

Das Betriebseinkommen setzt sich aus der Summe der Einnahmen ohne Subventionen abzüglich der proportionalen und sonstigen Inputs zusammen. Im Jahr 1999 wiesen 6 Betriebe ein negatives Betriebseinkommen auf, im Jahr 2000 waren es sogar 10. Da die Effizienzanalyse negative Größen nicht berücksichtigen kann, wurde das Betriebseinkommen für diese Betriebe auf 1 € hochgesetzt. Diese Datenanpassung führt unter konstanten Skalenerträgen zu sehr geringen Effizienzwerten dieser Betriebe, die kleiner als 0,001 sind. In der Betrachtung unter variablen Skalenerträgen können diese Betriebe problematisch sein, weil die Analyse alle Betriebe nur mit Betrieben einer ähnlichen Skalengröße vergleicht und sich in diesem Fall die Skalengröße nach der Höhe des Betriebseinkommens richtet. Deshalb würde vermutlich mindestens einer der betrachteten Betriebe mit negativem Betriebseinkommen als effizient charakterisiert werden und auch die mit diesem „effizienten Betrieb“ verglichenen Betriebe würden ihrerseits Effizienzwerte im mittleren Bereich erhalten. Um das Problem zu umgehen, wäre eine Anpassung des Modells als Rechnung unter nicht zunehmenden Skalenerträgen möglich, jedoch wären dann auch jene Betriebe benachteiligt, die zwar ein positives Betriebseinkommen aufweisen, aber im Bereich zunehmender Skalenerträge liegen und somit nicht mit den Betrieben ihrer Größenordnung, sondern mit größeren Betrieben verglichen worden wären. Deshalb werden in der Berechnung der variablen Skalenerträge nur die Effizienzwerte der Betriebe ausgewiesen, die ein positives Betriebseinkommen erwirtschaftet haben, Betriebe mit negativem Betriebseinkommen werden mit einem Effizienzwert von Null eingestuft.

In Tabelle 5.22 sind die Ergebnisse der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse dargestellt. Die mittlere Effizienz unter variablen Skalenerträgen ist mit 62% 1999 und mit sogar nur 53% 2000 recht gering. Dieses liegt unter anderem an den höchst

Tabelle 5.22: Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzen Luxemburg

	1999	2000
mittlere $TE_{VRS_{in}}$	0,619	0,534
Median $TE_{VRS_{in}}$	0,643	0,551
Min. $TE_{VRS_{in}}$	0,000	0,000
Standardabweichung $TE_{VRS_{in}}$	0,315	0,339
Stichprobengröße	58	58
Anzahl effizient VRS_{in}	10	8
Betriebe mit negativem Betriebseinkommen	6	10

Quelle: eigene Berechnungen

ineffizienten Betrieben, die aus oben genannten Gründen in der VRS-Untersuchung mit einem Effizienzwert von Null in die Betrachtung des Mittelwerts eingehen. Der Median der Effizienzwerte wird nicht durch die angesprochenen höchst ineffizienten Betriebe beeinflusst. Er liegt im Vergleich zum arithmetischen Mittel etwas höher bei 64,3% (1999) und 55,1% (2000). Es können 10 bzw. 8 effiziente Betriebe identifiziert werden. Die Paretoverbesserungspotenziale durch Reduktion der unerwünschten Umweltwirkungen betragen 38,1% bzw. 47,6%. Eine Berechnung des Malmquistindex kann aufgrund der vorgenommenen Anpassung der Effizienzwerte nicht vorgenommen werden.

Tabelle 5.23: Gewichtungsfaktoren der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse Luxemburg

	VRS		
	N-Saldo	P-Saldo	Energie
1999	0,202	0,127	0,670
2000	0,286	0,115	0,599

Quelle: eigene Berechnungen

Wie aus Tabelle 5.23 hervorgeht, treten große Unterschiede in den Gewichtungsfaktoren auf. Während im Jahr 1999 der N- und P-Saldo nur geringe relative Gewichtungen (20% und 13%) erhalten haben und der Großteil mit 67% auf Energie fiel, ist die anteilige Gewichtung im Jahr 2000 auf den N-Saldo mit 29% deutlich höher. Der P-Saldo fällt leicht um 1,2 Prozentpunkte auf 11,5%, während die Energie auf 60% der Gewichtung fällt und immer noch deutlich mehr als die Hälfte der Gewichtung erhält. Die gerin-

gen Anteile der Gewichtungsfaktoren auf dem P-Saldo deuten auf eine vergleichsweise ineffiziente Nutzung des Inputs Phosphor hin.

5.1.5 Stoffliche Umwelteffizienzanalyse Luxemburg

Der vierte und letzte verwendete Ansatz ist die stoffliche Umwelteffizienzanalyse. Auch die Effizienzwerte dieses Ansatzes können nur mit Hilfe der DEA berechnet werden.

5.1.5.1 Variablen für die stoffliche Umwelteffizienzanalyse

In der stofflichen Umwelteffizienzanalyse kommen folgende, in Tabelle 5.24 dargestellten Variablen zum Einsatz:

Tabelle 5.24: Variablen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse für Luxemburg

Output	Produzierte Energie in GJ NEL
unerwünschte Umweltwirkungen	Stickstoffsaldo in kg N
	Phosphorsaldo in kg P ₂ O ₅
	Energieeinsatz in GJ NEL

Als Output wird die vom Betrieb produzierte Energie in Gigajoule ermittelt. Es handelt sich dabei um die Energie, die den Betrieb in Form landwirtschaftlicher Produkte verlassen hat. Als Inputs werden erneut die unerwünschten Umweltwirkungen Stickstoffsaldo, Phosphorsaldo und Energieeinsatz berücksichtigt. In Tabelle 5.25 ist der Energieoutput pro Hektar für alle Beobachtungsjahre (1996 bis 2000) dargestellt. Die im Mittel erzeugte Energiemenge pro Hektar steigt von knapp 28 GJ NEL/ha auf 32,5 GJ NEL/ha stetig an, wohingegen die Standardabweichung und Spannweite keine einheitliche Tendenz zeigen, jedoch andeuten, dass große Unterschiede zwischen den Betrieben bestehen.

Auch in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse werden nur die unerwünschten Umweltwirkungen als Inputs betrachtet. Zur näheren Charakterisierung dieser Variablen wird erneut auf die Tabelle 5.15 verwiesen.

5.1.5.2 Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse

Die Effizienzwerte der stofflichen Umwelteffizienzanalyse sind in Tabelle 5.26 für die Jahre 1996 bis 2000 dargestellt. Im Gegensatz zu den vorherigen Analysen konnten in dieser

Tabelle 5.25: Energieoutput in GJ NEL pro Hektar

Jahr	ar. Mittel	Std. abw.	Spannw.
1996	27,91	15,05	80
1997	30,31	13,75	58
1998	31,09	14,49	64
1999	31,79	16,51	84
2000	32,52	13,83	59

Quelle: eigene Berechnungen

Analyse auch die Jahre 1996-1998 untersucht werden, weil die hierfür erforderlichen nicht ökonomischen Daten über den gesamten Zeitraum erhoben wurden.

Tabelle 5.26: Ergebnisse stoffliche Umwelteffizienzanalyse Luxemburg

	1996	1997	1998	1999	2000
mittlere $TE_{VRS_{in}}$	0,660	0,681	0,650	0,658	0,678
Median $TE_{VRS_{in}}$	0,686	0,682	0,622	0,634	0,701
Anzahl effizient VRS_{in}	4	13	11	9	11
Standardabweichung $TE_{VRS_{in}}$	0,247	0,251	0,253	0,244	0,240

Quelle: eigene Berechnungen

1996 sind nur vier Betriebe effizient. In den Folgejahren liegt die Anzahl der Betriebe höher (bei 13 bzw. 11, 9 und 11 Betrieben). Die mittleren Effizienzwerte sind relativ konstant und variieren nur im Bereich von drei Prozentpunkten von 65% bis 68%. Der höchste Wert wird im zweiten Jahr beobachtet.

Tabelle 5.27: Veränderung der Effizienz und Produktivität in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse Luxemburg

	1996-1997	1997-1998	1998-1999	1999-2000	Durchschnitt 1996-2000
Malmquistindex	1,027	1,041	0,962	1,071	1,026
Efficiency catch up VRS	1,034	0,947	1,021	1,034	1,008
VRS-Frontier Shift	0,994	1,099	0,942	1,036	1,018

Quelle: eigene Berechnungen

Daher ergibt sich auch die positive Effizienzveränderung vom ersten zum zweiten Jahr

mit +3,4% (siehe Tabelle 5.27). Demgegenüber steht ein Frontiershift von 0,994, also ein unwesentlicher Rückgang. Insgesamt steigt die Umweltproduktivität der Betriebe somit um 2,7%. Von 1997 nach 1998 fallen zwar die Effizienzwerte um 5,3%, es können somit größere Paretoverbesserungsmöglichkeiten identifiziert werden, jedoch sind diese Paretoverbesserungen auf einem wesentlich höheren Niveau zu erreichen, wie der Frontier Shift von +10% zeigt. Die Umweltproduktivität steigt somit um 4%, wie am Malmquistindex ersichtlich wird. Diese Produktivitätszuwächse werden jedoch von 1998 nach 1999 wieder abgegeben. Der Rückgang ist auf eine Frontierschiebung von -6% zurückzuführen. Von 1999 nach 2000 ist eine positive Frontierschiebung von +3,6% zu erkennen. Im Durchschnitt über alle Jahre ergibt sich ein Frontier Shift von +1,8%. Der Efficiency catch up zeigt im Durchschnitt der Jahre nur ein Plus von 0,8%. Die Paretoverbesserungsmöglichkeiten verändern sich dementsprechend kaum über die Beobachtungsjahre. Somit verbessern sich die Betriebe im Durchschnitt relativ zu den anderen Betrieben nicht, die Umweltproduktivität erhöht sich jedoch im Durchschnitt jährlich um 2,6%, weil die Paretoverbesserungen auf einem höheren Niveau realisierbar sind.

Tabelle 5.28: Gewichtungsfaktoren der stofflichen Umwelteffizienzanalyse Luxemburg

	N-Saldo	P-Saldo	Energie
1996	0,34	0,28	0,38
1997	0,34	0,32	0,33
1998	0,28	0,23	0,50
1999	0,26	0,19	0,55
2000	0,19	0,23	0,57

Quelle: eigene Berechnungen

Die Gewichtungsfaktoren der stofflichen Umwelteffizienzanalyse sind in Tabelle 5.28 dargestellt. Die Gewichtungsfaktoren sind in den ersten beiden Jahren relativ gleichmäßig über alle Inputs verteilt. Danach zeigt sich eine zunehmende Gewichtung auf die eingesetzte Energie, die in den letzten drei Jahren mehr als die Hälfte der relativen Gewichtung erreicht.

5.1.6 Ergebnisse der Tobitregression

Bislang wurden die Ergebnisse der Umwelteffizienzmessung mit der DEA gezeigt, ohne auf mögliche Einflussfaktoren einzugehen. In der Tabelle 5.29 sind die Ergebnisse

der Tobitregression der effizienzbestimmenden Faktoren auf die inputorientierten Ineffizienzwerte aller Ansätze für die Jahre 1999 und 2000 dargestellt. Das Modell ALLEN, welches die Outputs als frei verschwendbare Inputs betrachtet, repräsentiert den Ansatz der erweiterten Effizienzanalyse.

Tabelle 5.29: Ergebnisse der Tobitregressionen auf die mit Hilfe der DEA-Modelle ermittelten Ineffizienzen

Exogene Variable	Traditionelle	Erweiterte	Wertschöpfungsorientierte	Stoffliche
1999				
Bodenklasse	-0,019	-0,222	-0,013	-0,005
Betriebsgröße	0,0009**	0,0009	0,002**	0,002***
Anteil Grünland	0,118	-0,054	-0,195	0,031
Viehichte	-0,114**	-0,058	-0,050	0,130*
Niederschlagsmenge	0,0006	0,0006	0,0008	0,0006
Anteil Milch	-0,024	0,181	-0,266	0,076
Konstante	-0,321	0,535	-0,190	-0,775
Irrtumswahrscheinlichkeit	0,042	0,374 ¹	0,007	0,000
2000				
Exogene Variable	Traditionelle	Erweiterte	Wertschöpfungsorientierte	Stoffliche
Bodenklasse	-0,024	-0,012	-0,081	-0,014
Betriebsgröße	0,00004	0,0002	0,001**	0,001**
Anteil Grünland	0,236*	0,139	-0,231	-0,117
Viehichte	-0,179***	-0,163**	-0,050	0,263***
Niederschlagsmenge	0,0002	-0,00007	0,001	0,0007
Anteil Milch	-0,056	0,038	-0,258	0,195
Konstante	0,161	0,237	-0,328	-0,805
Irrtumswahrscheinlichkeit	0,042	0,079	0,067	0,000

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau (2-seitig)

¹ = Das Gesamtmodell ist nicht signifikant

Quelle: eigene Berechnungen

Die Gesamtmodellgüte der Tobit-Regressionen kann bis auf den Ansatz der erweiterten Effizienzanalyse im Jahr 1999 als gut bezeichnet werden. Möglicherweise könnte die geringe Varianz der hohen mittleren Effizienzwerte in der erweiterten Effizienzanalyse

dazu geführt haben, dass das Gesamtmodell nicht signifikant ist. Alle übrigen Modelle sind signifikant. Die Tobitregressionen der erweiterten und wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse sind im Jahr 2000 allerdings nur auf dem 10%-Niveau signifikant, wohingegen die Tobitregressionen der stofflichen Effizienzanalysen in beiden Jahren auf dem 1%-Niveau signifikant sind.

Es zeigt sich, dass in der traditionellen Effizienzanalyse in beiden Jahren die Viehdichte, gemessen in Anzahl der Großvieheinheiten pro Hektar, zu einer geringeren Ineffizienz beiträgt. In der erweiterten Umwelteffizienzanalyse ist dieses im Jahr 2000 ebenfalls zu beobachten. Betriebe mit intensiver Viehhaltung sind demnach effizienter als Betriebe, die wenige Tiere pro Hektar halten. Dieses Ergebnis lässt sich einfach erklären, denn durch intensive Viehhaltung können die eingesetzten Produktionsfaktoren, insbesondere das Land, vergleichsweise effizient genutzt werden. Dass dieser Einfluss auch in der erweiterten Effizienzmessung besteht, resultiert aus der großen Übereinstimmung zwischen diesen beiden Ansätzen. Des Weiteren ist in der traditionellen Effizienzanalyse zu beobachten, dass der Grünlandanteil zu einer höheren Ineffizienz führt. Betriebe mit einem hohen Grünlandanteil sind ineffizienter als Betriebe mit einem höheren Ackerlandanteil. Im Jahr 1999 ist ein negativer Einfluss der Betriebsgröße auf die Effizienz zu erkennen. Es sollte jedoch aus dieser Untersuchung nicht der Schluss gezogen werden, dass große Betriebe (mit vielen Großvieheinheiten) eine geringere Produktivität aufweisen als kleine Betriebe, denn bei der Interpretation des negativen Einflusses der Betriebsgröße auf die Effizienz ist zu beachten, dass zur Berechnung der Effizienzwerte variable Skalenerträge unterstellt werden und somit die jeweils betrachteten Betriebe nur mit Betrieben ihrer Skalengröße verglichen werden. Die Skalengröße eines Betriebes richtet sich nach der Höhe der produzierten Outputs (vgl. Seite 20ff.) und entspricht damit nicht der Betriebsgröße, die als Anzahl der Großvieheinheiten des Betriebs gemessen wird. Daher deutet der negative Einfluss der Betriebsgröße auf die Effizienz lediglich darauf hin, dass Betriebe mit wenigen Großvieheinheiten im Mittel vergleichsweise dichter an den effizienten Betrieben ihrer Skalengröße liegen als große Betriebe. Anders ausgedrückt ist die Streuung der Effizienzwerte der kleinen Betriebe im Vergleich zu großen Betrieben geringer.

In der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse ist ein einheitlicher negativer Effekt von der Betriebsgröße auf die Effizienz zu erkennen und auch in der rein stofflichen Umwelteffizienzanalyse übt die Betriebsgröße in beiden Jahren einen negativen Effekt auf die Effizienzwerte der Betriebe aus. Hier gilt ebenfalls, dass daraus nur geschlossen

werden kann, dass die Streuung der Effizienzwerte zwischen den Betrieben mit vielen Großvieheinheiten größer ist als zwischen Betrieben mit wenigen Großvieheinheiten.

In der stofflichen Umwelteffizienzanalyse zeigt sich neben der Betriebsgröße auch für die Viehdichte ein negativer Effekt auf die Umwelteffizienz. Somit ist ein Vorzeichenwechsel zwischen der traditionellen und stofflichen Effizienzanalyse zu beobachten. Während die Viehdichte auf die traditionelle Effizienz einen positiven Einfluss ausübt, führt sie zu niedrigeren stofflichen Umwelteffizienzwerten. Betriebe mit intensiver Viehhaltung sind demnach aus traditioneller Hinsicht effizienter, in der rein stofflichen Umwelteffizienzanalyse sind sie jedoch als ineffizienter zu beurteilen. Von der Bodenklasse, Niederschlagsmenge und vom Anteil der Milcherlöse an den Gesamterlösen geht in keinem der aufgelisteten Modelle ein Einfluss auf die Effizienzwerte aus. Dies deutet darauf hin, dass Standortfaktoren, zu denen Bodenklasse und Niederschlagsmenge zählen, und auch die Spezialisierung keinen Einfluss auf die Effizienz haben.

Beim Vergleich der Ergebnisse mit der Literatur ist wiederum zu beachten, dass die Berechnungen auf der Annahme variabler Skalenerträge beruhen, denn viele der durchgeführten Arbeiten treffen die Annahme konstanter Skalenerträge und identifizieren einen positiven Effekt der Betriebsgröße auf die traditionelle Effizienz, wie z.B. DAVIDOVA und LATRUFFE (2004), die konventionell wirtschaftende tschechische Viehhaltungsbetriebe betrachten und als Maß für die Betriebsgröße ebenfalls die Anzahl der Großvieheinheiten verwenden. Sie vermuten daraufhin, dass die Betriebe seit Beginn des Transformationsprozesses ihre optimale Betriebsgröße noch nicht erreicht haben. Auch LISSITSA und ODENING (2005) kommen in ihrer Untersuchung von ukrainischen Großbetrieben unter konstanten Skalenerträgen zu dem Ergebnis, dass die Größe in ha landwirtschaftlicher Nutzfläche einen effizienzsteigernden Effekt hat. Sie können darüber hinaus für den Anteil der Tierproduktion an der Gesamtproduktion einen positiven Einfluss identifizieren. Da die größten Betriebe als effizient eingestuft werden, liegen alle ineffizienten Betriebe im Bereich zunehmender Skalenerträge.

5.1.7 Vergleich der Methoden

Nachdem die Ergebnisse der unterschiedlichen Ansätze und Methoden in den vorherigen Abschnitten einzeln dargestellt worden sind, folgt an dieser Stelle ein Vergleich zwischen den unterschiedlichen Ansätzen. Dabei wird der Zusammenhang der Effizienzwerte mittels Rangkorrelationsanalyse nach Spearman ermittelt.

Tabelle 5.30: Rangkorrelation (Spearman) der Effizienzwerte unterschiedlicher Ansätze

	SFA Inefficiency Effects Model	SFA Technical Effects Model	Tradi- tionelle DEA	Erweiterte SFA	Erweiterte DEA	Wert- schöp- fungs- orientierte DEA	Stoffliche DEA
1999							
SFA IEM	1,00						
SFA TEM	0,83***	1,00					
Traditionelle DEA	0,57***	0,70***	1,00				
Erweiterte SFA	0,38***	0,42***	0,32**	1,00			
Erweiterte DEA	0,43***	0,50***	0,69***	0,33**	1,00		
Wertschöpf. DEA	0,60***	0,63***	0,60***	0,66***	0,58***	1,00	
Stoffliche DEA	0,14	0,05	0,23*	0,41***	0,36***	0,52***	1,00
2000							
SFA IEM	1,00						
SFA TEM	0,94***	1,00					
Traditionelle DEA	0,45***	0,56***	1,00				
Erweiterte SFA	0,47***	0,45***	0,16	1,00			
Erweiterte DEA	0,39***	0,51***	0,77***	0,29**	1,00		
Wertschöpf. DEA	0,58***	0,63***	0,51***	0,54***	0,54***	1,00	
Stoffliche DEA	0,01	0,03	0,01	0,38***	0,23*	0,34**	1,00

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau (2-seitig)

IEM = inefficiency effects model

TEM = technical effects model

Quelle: eigene Berechnungen

Tabelle 5.30 zeigt, dass zwischen den Ansätzen in den meisten Fällen positive Rangkorrelationen auf einem mittleren Niveau zu beobachten sind. Einzig die stoffliche Umwelteffizienzanalyse zeigt nur geringe Korrelationen mit den meisten anderen Ansätzen. Zunächst kann festgestellt werden, dass die Rangkorrelationen der traditionellen Effizienzwerte mit SFA und DEA auf einem mittleren bis hohen Niveau liegen. Da die Effizienzwerte der DEA im Gegensatz zum Inefficiency Effects Model der SFA auf der ersten Stufe nicht um die effizienzbestimmenden Faktoren bereinigt werden, werden neben den Effizienzwerten mit Inefficiency Effects auch die Effizienzwerte der Modelle ohne Erklärungsvariablen (Technical Effects Model) mit den übrigen Ansätzen verglichen. Erwartungsgemäß sind die Rangkorrelationen zwischen der DEA und dem TEM Modell der SFA höher als mit dem IEM Modell der SFA.

Die erweiterte Effizienzanalyse mit der DEA¹¹ ist mit allen Ansätzen hoch signifikant korreliert, außer mit der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA. Die Rangkorrelationen zwischen der erweiterten SFA mit der erweiterten DEA ist höher als mit der

¹¹Hier wird erneut der Ansatz der erweiterten Effizienzanalyse durch die von ALLEN (2002) vorgeschlagene Modellierung der unerwünschten Umweltwirkungen als Inputs repräsentiert.

traditionellen DEA, zu der im Jahr 2000 kein signifikanter Zusammenhang zu beobachten ist. Die höchsten Übereinstimmungen zwischen verschiedenen Ansätzen zeigt die erweiterte DEA mit der traditionellen DEA. Dieses überrascht nicht, denn sie stellt eine Erweiterung der traditionellen DEA dar. Wie erwartet sind die Korrelationen eines jeden Ansatzes mit dem nächst ähnlichen Ansatz besonders hoch und in den meisten Fällen stellen sie die höchsten Übereinstimmungen jedes Ansatzes dar. Sehr gut erkennbar ist dieses am Ansatz der stofflichen Umwelteffizienzanalyse, der im Jahr 1999 die höchsten Übereinstimmungen mit der wertschöpfungsorientierten aufweist, da sich diese Ansätze nur durch die Wahl des Outputs unterscheiden. Die Übereinstimmungen mit der traditionellen Effizienzanalyse sind vergleichsweise gering.

Die Effizienzwerte der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse sind mit allen Ansätzen hoch korreliert und auch die erweiterte Effizienzanalyse mit der SFA ist bis auf die traditionelle DEA ($p \leq 5\%$) mit allen Ansätzen auf dem $p \leq 1\%$ Niveau korreliert. Diese beiden Ansätze zeigen 1999 auch miteinander jeweils die höchsten Korrelationen. Die Effizienzwerte der stofflichen Umwelteffizienzanalyse zeigen in beiden Jahren keine signifikante Übereinstimmung zu den Ergebnissen der traditionellen SFA und im Jahr 2000 zur traditionellen DEA. In demselben Jahr sind lediglich Korrelationen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse mit den Modellen mit Umweltvariablen zu beobachten.

Im Jahr 1999 kann eine Übereinstimmung der Ränge zwischen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse und der traditionellen Effizienzanalyse mit der DEA mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 10\%$ beobachtet werden. Betriebe, die in traditioneller Hinsicht effizienter sind, sind somit auch in der rein stofflichen Umwelteffizienz besser.

Hohe Rangkorrelationen zwischen traditionellen Effizienzwerten und erweiterten Umwelteffizienzwerten der DEA und SFA werden auch von REINHARD ET AL. (2000) beobachtet.

Neben dem Vergleich der Effizienzwerte sollen an dieser Stelle auch die effizienzbestimmenden Faktoren zwischen der SFA und DEA verglichen werden. Auf die effizienzbestimmenden Faktoren der unterschiedlichen Ansätze wird nicht noch einmal eingegangen, da der Vergleich bereits im vorangegangenen Abschnitt erfolgte.

Die Ergebnisse der effizienzbestimmenden Faktoren unterscheiden sich zwischen der traditionellen SFA und DEA. In der SFA wirken die Betriebsgröße und der Anteil der Milcherlöse jeweils auf dem 5%-Niveau positiv auf den Effizienzwert (siehe Tabelle 5.6). In der DEA hat die Betriebsgröße im Jahr 1999 hingegen einen negativen Einfluss auf die Effizienz. Ebenso hat der Grünlandanteil im Jahr 2000 einen negativen Einfluss. Nur die

Viehichte hat in beiden Jahren einen positiven Einfluss. Der Einfluss der Betriebsgröße in der DEA Modellierung sollte nicht falsch interpretiert werden, denn es werden variable Skalenerträge unterstellt und die Betriebe werden daher nur mit Betrieben ähnlicher Skalengröße verglichen.

5.1.8 Diskussion der empirischen Ergebnisse der Effizienzanalysen

In diesem Abschnitt werden die empirischen Ergebnisse der Effizienzanalysen Luxemburger Futterbaubetriebe diskutiert. Der Schwerpunkt der Diskussion liegt auf dem Vergleich der Paretoverbesserungspotenziale zwischen den unterschiedlichen Ansätzen. In den Effizienzanalysen wurde deutlich, dass die landwirtschaftlichen Betriebe in Bezug auf die traditionellen Inputs effizienter produzieren als in Bezug auf die unerwünschten Umweltwirkungen. In Tabelle 5.31 sind die Ergebnisse der verschiedenen Umwelteffizienzmessungen dargestellt. Es sind sowohl die Effizienzwerte als auch die daraus resultierenden möglichen Verbesserungspotenziale durch Outputsteigerungen bzw. Inputreduktionen aufgelistet. Die Ergebnisse der SFA im Technical Effects Model (TEM) zeigen, dass die Outputs bei konstantem Inputeinsatz im Jahr 1999 im Mittel lediglich um 13% bzw. im Jahr 2000 um 14% gesteigert werden könnten. Im SFA Modell, das den Einfluss der effizienzbestimmenden Faktoren berücksichtigt (Inefficiency Effects Model (IEM)), wird ermittelt, dass die Outputs bei konstantem Inputeinsatz um 22 bzw. 24% gesteigert werden könnten.

In der DEA können geringere Paretoverbesserungspotenziale auf Seiten der Betriebe durch Inputeinsparungen bei konstanten Outputs identifiziert werden. Sie betragen 8% (1999) und 10% (2000). Methodisch bedingt niedriger sind die Verbesserungspotenziale aus betrieblicher *und* gesellschaftlicher Sicht, die in der erweiterten Effizienzanalyse ermittelt werden. Im Modell ALLEN, in dem unerwünschte Umweltwirkungen als normale, frei verschwendbare Inputs betrachtet werden, können maximale proportionale Einsparpotenziale aller Inputs und unerwünschter Umweltwirkungen bei konstanten Outputs von 4% bzw. 6% festgestellt werden. Die erweiterte Effizienzanalyse mit der SFA zeigt hingegen besonders hohe Paretoverbesserungspotenziale, da mittlere Effizienzwerte von 58% bzw. 59% berechnet werden. Dies deutet auf Reduktionspotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen um 42% bzw. 41% gegenüber Betrieben, die bei gleichem Inputeinsatz effizient wirtschaften, hin.

Die Effizienzwerte der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA und der DEA unterschei-

den sich erheblich. Dies ist auf die methodischen Unterschiede zurückzuführen. Während die DEA die minimalen proportionalen Reduktionspotenziale über alle Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen betrachtet, werden bei der SFA die Reduktionspotenziale in gewissem Sinne aufaddiert. Wenn ein Betrieb von einem der verwendeten Inputs oder unerwünschten Umweltwirkungen verhältnismäßig wenig einsetzt, erhält er bereits einen hohen Effizienzwert. Bei der SFA werden hingegen auch die Schwachstellen für die Effizienzmessung relevant.

Tabelle 5.31: Ergebnisse der verschiedenen Umwelteffizienzmessungen

	Effizienzwert		Verbesserungspotenzial	
	1999	2000	1999	2000
Traditionelle Effizienzanalyse SFA (TEM)	0,88	0,88	0,13 ^(o)	0,14 ^(o)
Traditionelle Effizienzanalyse SFA (IEM)	0,82	0,81	0,22 ^(o)	0,24 ^(o)
Traditionelle Effizienzanalyse DEA	0,92	0,90	0,08 ⁽ⁱ⁾	0,10 ⁽ⁱ⁾
Erweiterte Effizienzanalyse SFA	0,58	0,59	0,42 ⁽ⁱ⁾	0,41 ⁽ⁱ⁾
Erweiterte Effizienzanalyse DEA	0,96	0,94	0,04 ⁽ⁱ⁾	0,06 ⁽ⁱ⁾
Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse DEA	0,62	0,53	0,38 ⁽ⁱ⁾	0,47 ⁽ⁱ⁾
Stoffliche Umwelteffizienzanalyse DEA	0,66	0,68	0,34 ⁽ⁱ⁾	0,32 ⁽ⁱ⁾

(^o) Outputsteigerungspotenzial, (ⁱ) Inputreduktionspotenzial

Quelle: eigene Berechnungen

Auch die letzten beiden in der Tabelle 5.31 aufgeführten Umwelteffizienzanalyseansätze mit der DEA identifizieren erhebliche Einsparungspotenziale. Die wertschöpfungsorientierte und die stoffliche Umwelteffizienzanalyse zeigen durch relativ geringe mittlere Effizienzwerte, dass die Umweltwirkungen bei gleicher Outputmenge im Jahr 1999 um 38% bzw. 34% und im Jahr 2000 um 47% bzw. 32% reduziert werden könnten. Die erweiterte Effizienzanalyse mit der SFA ist der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse methodisch ähnlicher als der erweiterten Effizienzanalyse mit der DEA, weil ein ineffizienter Inputeinsatz auf jeden Fall die Effizienzwerte negativ beeinflusst. Die Effizienzwerte bestätigen dies, denn zum einen liegt die Höhe der mittleren Effizienzwerte auf einem vergleichbareren Niveau und zum anderen sind auch die Rangkorrelationen zwischen der wertschöpfungsorientierten und der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA höher als zwischen den beiden Methoden in der erweiterten Effizienzanalyse. Die höheren Effizienzwerte in der traditionellen Effizienzanalyse können dadurch erklärt werden, dass die Betriebsleiter nicht in erster Linie das Ziel hoher Umwelteffizienz

verfolgen, sondern vorrangig an Einkommenserzielung interessiert sind. In der einzigen dem Autor bekannten Studie, welche die Umwelteffizienz mit der SFA berechnet hat, kommen REINHARD ET AL. (2000) ebenfalls zu dem Ergebnis höherer Effizienzwerte in traditionellen Vergleichen (89%) als in der Umwelteffizienzanalyse (80%). Auch in der DEA identifizieren sie höhere „technische Effizienzwerte“ (78%) als Umwelteffizienzwerte (52%). Bei den von REINHARD ET AL. (2000) verwendeten DEA-Modellen handelt es sich jedoch in beiden Fällen um Modelle, die entsprechend der in dieser Arbeit verwendeten Klassifikation der erweiterten Effizienzanalyse zugeordnet werden. Außerdem führt die von ihnen als Umwelteffizienzmessung bezeichnete Modellierung methodisch bedingt zwangsläufig zu niedrigeren Effizienzwerten.

Im Vergleich der Höhe der mittleren Effizienzwerte in traditionellen Effizienzanalysen kann in der Literatur keine einheitliche Reihenfolge festgestellt werden. GUBI (2006) ermittelt in der traditionellen Effizienzanalyse ökologischer Betriebe für Marktfrucht-, Milchvieh- und Verbundbetriebe höhere mittlere Effizienzwerte in der SFA als in der DEA, für Futterbaubetriebe stellt er das Gegenteil fest. Auch PLESSMANN (2000) identifiziert beim Vergleich von Marktfruchtbetrieben höhere Effizienzwerte in der SFA als in der DEA.

In den meisten empirischen Studien, welche die DEA zur Umwelteffizienzanalyse verwenden, treten hohe mittlere Effizienzwerte auf. Zum einen ist dies auf die häufig getroffene Annahme der schwachen Verschwendbarkeit zurückzuführen, zum anderen auf die hohe Variablenanzahl bei verhältnismäßig geringer Anzahl von DMUs. So ermitteln ROOSEN und ORDONEZ (2003) mittlere Umwelteffizienzwerte von 0,93 für 28 an Agrarumweltprogrammen teilnehmende Betriebe bzw. 0,84 für 24 nicht teilnehmende Betriebe. Auch PIOT-LEPETIT ET AL. (2001) kommen in ihrer Betrachtung zu geringen potenziellen Verbesserungsmöglichkeiten in Inputs und Outputs von 4,4% für 175 französische und 3,7% für 132 deutsche Betriebe mit der hyperbolischen DEA (Modell Ball 3). Mit der Directional Output Distance Function sind die Verbesserungspotenziale höher und liegen bei 10,6 bzw. 9,8%.

ECKERT und GERNAND (2000) beobachten in der Untersuchung der KUL-Betriebe ebenfalls eine positive Korrelation zwischen Tierbesatz und N-Saldo, warnen jedoch davor, die Korrelation allein auf den Tierbesatz zurückzuführen. Sie führen die Korrelation vielmehr darauf zurück, dass die Betriebe trotz eines steigenden Tierbesatzes und eines damit einhergehenden steigenden Wirtschaftsdüngeranfalls den Mineraldüngerzukauf kaum verändern und somit das Nährstofflieferungsvermögen der Wirtschaftsdünger

unterschätzen.

In der traditionellen Effizienzanalyse mit der SFA zeigen die Produktionselastizitäten der Inputs die Verletzung der Monotonieannahme für Land in 38%, Arbeit in 34% und für die sonstigen Inputs in 34% der Betriebe. Die Elastizität der proportionalen Inputs ist bei keinem der beobachteten Betriebe negativ. Diese Ergebnisse decken sich mit denen von BRÜMMER (2001), der ebenfalls Verletzungen der Monotonieannahme für Land bei 29%, Arbeit 42%, Kapital 1% und Vorleistungen 0,3% der Betriebe in einem Vergleich slowenischer Betriebe beobachtet.

Die Produktionselastizitäten der Inputs evaluiert am Mittelwert (Median) sind in der traditionellen SFA alle signifikant positiv, wobei die Arbeit nur ein geringes Signifikanzniveau erreicht. Nicht signifikante Produktionselastizitäten treten bei BATTESE und BROCA (1997) sowie BATTESE und COELLI (1995) und GUBI (2006) auf, wobei GUBI (2006) sogar eine negative Produktionselastizität der eingesetzten Fläche in der Gruppe der „sonstigen Futterbaubetriebe“ ermittelt. Die höchsten Produktionselastizitäten beobachten BRÜMMER (2001) für Vorleistungen und GUBI (2006) für Materialaufwand unabhängig von der Betriebsform.

Die ermittelten Elastizitäten in der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA unterscheiden sich von den Werten, die REINHARD ET AL. (2000) in ihrer Studie von niederländischen Milchviehbetrieben ermittelt haben. Für die Luxemburger Futterbaubetriebe konnten für den P-Saldo negative Elastizitäten (-0,08) und für den N-Saldo sowie den Energieinput positive Elastizitäten (0,04 und 0,03) auf einem geringen Niveau ermittelt werden. Auch REINHARD ET AL. (2000) kamen zu dem Ergebnis negativer Elastizitäten für den P-Saldo und führten daraufhin die Berechnung ohne diese unerwünschte Umweltwirkung durch. Für den Energieinput (0,46) konnten sie die höchste Elastizität aller Inputs ermitteln. Der N-Saldo zeigte ebenfalls eine geringe positive Elastizität (0,02).

Neben dem Vergleich der Effizienzwerte soll an dieser Stelle auch ein Vergleich des technischen Fortschritts und der Produktivitätsveränderung durchgeführt werden. In der DEA wurde dazu der Malmquistindex berechnet. In der SFA wurde der Periodeneinfluss in Form einer Dummyvariable als Parameter berücksichtigt. Ein positiver Effekt des Periodeneinflusses führt zu einer Erhöhung der Produktionsmöglichkeitenkurve und entspricht damit einer positiven Verschiebung der Frontier (VRS-Frontier Shift) in der DEA. Eine Verschiebung der Frontier kann als technischer Fortschritt interpretiert werden, den der effiziente Rand der Technik realisiert. In der traditionellen Effizienzanalyse mit der SFA ist eine negative Tendenz der Periode 2000 zu beobachten, diese ist jedoch

nicht signifikant. Es kann somit statistisch kein technischer Fortschritt nachgewiesen werden. In der traditionellen Effizienzanalyse mit der DEA kann hingegen eine positive Verschiebung der Frontier um 2,6% beobachtet werden. Da die Ergebnisse der Malmquistuntersuchung nicht statistisch abgesichert werden können, kann nicht festgestellt werden, ob Unterschiede zwischen den Methoden bestehen.

Zusätzlich wurde mit der DEA mittels Malmquistindex die Entwicklung der Produktivität berechnet. Die durchschnittliche Produktivitätsveränderung von 1999 nach 2000 ist in der traditionellen Effizienzanalyse leicht positiv (+0,5%). Auch in der erweiterten Umwelteffizienzanalyse ist nur eine geringe Veränderung (+1,3%) zu beobachten. Eine stärkere positive Tendenz mit +7,1% tritt in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse auf. Die stoffliche Umwelteffizienzanalyse bot zusätzlich die Untersuchung innerhalb eines größeren Zeithorizonts. Die Untersuchung zeigt, dass die Umweltproduktivität über 5 Jahre durchschnittlich um 2,6% steigen konnte. Möglicherweise ist der Anstieg auf die Beratungstätigkeit des Herdbuchverbands zurückzuführen.

Die beiden Betriebe, die aufgrund ihres hohen Erlösanteils aus dem Schweinefleischverkauf nicht den Futterbaubetrieben zugeordnet werden können, sind außerhalb der erweiterten Effizienzanalyse nicht effizient, fallen aber auch nicht als besonders ineffiziente Betriebe auf. Somit beeinflussen sie nicht entscheidend die Effizienzwerte der anderen Betriebe und auch der Einfluss auf die mittleren Effizienzwerte ist nur sehr gering, da sie nur wenig vom Mittelwert abweichen.

Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass die Berechnung der Effizienzwerte ohne Einbeziehung der Subventionen erfolgte. Gewisse Unterschiede zwischen den Betrieben lassen sich auf unterschiedlich hohe Subventionsbezüge der Betriebe zurückführen. Insbesondere in der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse wären die Schwankungen zwischen den Jahren nicht so groß gewesen, wenn die Subventionen einbezogen worden wären. Bis auf einen Betrieb im Jahr 2000 hätten alle Betriebe ein positives Betriebseinkommen zu verzeichnen gehabt.

Gewichtungsfaktoren

Anhand der durchschnittlichen relativen Gewichtungsfaktoren kann beurteilt werden, welche Inputs relativ effizient verwendet werden. In Tabelle 5.32 sind die Gewichtungsfaktoren der DEA aller Ansätze dargestellt. Die Vorstellung der Verteilung der Gewichtungsfaktoren auf die Inputs erfolgte bereits innerhalb der einzelnen Abschnitte. An dieser Stelle soll daher nur verglichen werden, welche Unterschiede zwischen den Ansät-

zen bestehen.

Tabelle 5.32: Gewichtungsfaktoren der verschiedenen Ansätze Luxemburg

Ansatz	LN	AK	propor- tionale Inputs	sonstige Inputs	N-Saldo	P-Saldo	Energie
1999							
Traditionelle	0,21	0,19	0,37	0,24	-	-	-
Erweiterte	0,10	0,17	0,29	0,16	0,10	0,06	0,11
Wertsch.	-	-	-	-	0,20	0,13	0,67
Stoffliche	-	-	-	-	0,26	0,19	0,55
2000							
Traditionelle	0,21	0,26	0,25	0,28	-	-	-
Erweiterte	0,15	0,19	0,16	0,21	0,13	0,07	0,10
Wertsch.	-	-	-	-	0,29	0,12	0,60
Stoffliche	-	-	-	-	0,19	0,23	0,57

Quelle: eigene Berechnungen

In der erweiterten Effizienzanalyse sind gegenüber der traditionellen Effizienzanalyse drei unerwünschte Umweltwirkungen zusätzlich ins Modell aufgenommen worden. In beiden Jahren sind relativ gleichmäßig Gewichtungsanteile der traditionellen Inputs auf die unerwünschten Umweltwirkungen verlagert worden. So hat im Jahr 2000 jeder Input 6 bis 9 Prozentpunkte abgegeben. Im Jahr 1999 war eine ähnliche Verlagerung zu beobachten, außer der Gewichtung des AK-Besatzes, die nur gering um 2 Prozentpunkte gesunken ist.

Von der erweiterten zur wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse hat vor allem die Gewichtung des Energieeinsatzes mit mehr als 50 Prozentpunkten stark zugenommen. Zwischen der wertschöpfungsorientierten und der stofflichen Umwelteffizienzanalyse sind die Unterschiede gering, nur der Phosphorsaldo hat in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse in beiden Jahren deutlich höhere Anteile. Auf den ersten Blick könnte vermutet werden, dass diese beiden letztgenannten Ansätze die gleichen Gewichtungsfaktoren ausweisen müssen. Doch bei genauerer Prüfung zeigt sich, dass die Gewichtungsfaktoren nicht identisch sein müssen, weil sich die Benchmarkbetriebe aufgrund der unterschiedlichen Outputzusammensetzung unterscheiden.

Die Analyse der Gewichtungsfaktoren bestätigt somit, dass die unerwünschten Umweltwirkungen nicht so effizient eingesetzt werden wie die traditionellen Inputs. Während in der erweiterten Effizienzanalyse kaum zwischen den Gewichtungsfaktoren der uner-

wünschten Umweltwirkungen unterschieden werden kann, zeigen die wertschöpfungsorientierte und stoffliche Umwelteffizienzanalyse, dass der Energieeinsatz effizienter eingesetzt wird als der N- und P-Saldo.

5.2 Effizienzanalyse von Marktfruchtbetrieben der KUL-Erhebung

Im vorliegenden Abschnitt wird eine stoffliche Umwelteffizienzanalyse anhand eines Datensatzes der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft durchgeführt. Dieser Datensatz wurde mit dem Ziel der Bilanzierung der Umweltbelastungen landwirtschaftlicher Betriebe erhoben und erforderte aufgrund der exakten Bilanzierung einen hohen Erhebungsaufwand. Ziel dieses Abschnitts ist die Quantifizierung der möglichen Paretoverbesserungspotenziale von Marktfruchtbetrieben aus gesellschaftlicher Sicht mit einer stofflichen Umwelteffizienzanalyse.

5.2.1 Vorstellung der Datengrundlage

Das System „Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft“ (KUL) (ECKERT ET AL., 1999) ist eingebettet in das VDLUFA¹²-System Umweltsicherung Landwirtschaft (USL). Es dient zur Ermittlung indirekter Belastungsindikatoren, die eine Abschätzung des Gefährdungspotenzials ermöglichen. Das Ziel der Erhebung ist eine gezielte Beratung und ggf. die Verleihung des Zertifikates „Betrieb der umweltverträglichen Landbewirtschaftung“. Es werden 17 verschiedene Prüfgrößen erfasst und mittels Boniturnoten bewertet. Eine Boniturnote im Bereich 1-6 zeigt tolerierbare Umweltbelastungen. Boniturnoten oberhalb von 6 sind Kennzeichen einer überhöhten Belastung, die es zu reduzieren gilt. An die Höhe der Boniturnoten ist auch die Vergabe des Umweltzertifikats geknüpft. Nur wenn ein Betrieb über den Zeitraum von drei Jahren die Toleranzschwelle nicht überschreitet, wird er mit dem Umweltzertifikat erster Klasse ausgezeichnet. Ein Zertifikat zweiter Klasse erhält ein Betrieb, wenn er die Toleranzschwelle in einem Jahr maximal dreimal überschreitet oder in einem der wichtigeren Prüfkriterien maximal einmal überschreitet. Ein vergleichbares Betriebs- und Umweltmanagementsystem bietet das System REPRO von HÜLSBERGEN und DIEPENBROCK (1997) zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebssysteme.

¹²Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

Die Datengrundlage beruht auf der Erhebung von Betriebsdaten mittels eines 18-seitigen Fragebogens (siehe TLL, 2003)¹³. Die Teilnahme an dem Programm erfolgt freiwillig. Da die erfassten KUL-Betriebe unterschiedlichen Betriebssystemen zugeordnet werden können, wurde der Datensatz nach Standarddeckungsbeitrag einzelnen Klassen zugeordnet. Zur Analyse wurde die Klasse der Marktfruchtbetriebe ausgewählt. Es wird angenommen, dass diese Betriebe über eine einheitliche Produktionstechnologie verfügen. Es handelt sich um gepoolte 51 Beobachtungen von 42 Betrieben aus neun Jahren. Die Verteilung der Beobachtungen auf die einzelnen Jahre ist sehr ungleichmäßig und kann Tabelle 5.33 entnommen werden. Fünf Betriebe sind zweimal, zwei Betriebe dreimal enthalten. Mit insgesamt 14 Erhebungen stammen die meisten aus dem Jahr 1999, danach folgt das Jahr 1996 mit 10 Erhebungen.

Tabelle 5.33: Verteilung der Betriebe über die Beobachtungsjahre

Jahr	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	Σ
Anzahl Betriebe	1	2	10	6	3	14	5	7	3	51

Tabelle 5.34 ist die Verteilung der in die Analyse einfließenden Beobachtungen auf die einzelnen Bundesländer zu entnehmen. Fünf Beobachtungen stammen außerdem aus Frankreich, allesamt aus dem Elsassgebiet. Mit 14 der insgesamt 51 Beobachtungen stammt mehr als ein Viertel aus Thüringen. Dieser hohe Anteil trägt stark dazu bei, dass insgesamt 43% der Beobachtungen aus den neuen Bundesländern stammen.

Tabelle 5.34: Herkunft der Beobachtungen nach Land/Bundesland

Bayern	6	Nordrhein-Westfalen	3
Brandenburg	1	Rheinland-Pfalz	1
Baden-Württemberg	6	Sachsen	1
Hamburg	1	Sachsen-Anhalt	4
Hessen	1	Schleswig-Holstein	5
Mecklenburg-Vorpommern	2	Thüringen	14
Niedersachsen	1	Frankreich	5

Der hohe Anteil ostdeutscher Betriebe, die in der Regel über eine hohe Flächenausstattung verfügen, erklärt auch, weshalb die durchschnittliche Betriebsgröße, gemessen in

¹³Dieser Datensatz wird im Folgenden mit der Bezeichnung „KUL“ gekennzeichnet

landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF), mit 717 ha vergleichsweise hoch ist. Die Betriebsgröße liegt zwischen 70 und 3705 ha, wobei der Median bei 235 ha liegt. Angaben über Mittelwerte und Standardabweichungen ausgewählter Kenngrößen können Tabelle 5.35 entnommen werden.

Tabelle 5.35: Ausgewählte Kenngrößen der KUL-Betriebe

	Mittelwert	Standardabweichung
Niederschlag	630,31	117,82
mittlere Ackerzahl	59,90	15,43
Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) in ha	716,94	929,88
Ackerfläche (AF) in ha	706,83	914,83
Grünlandfläche (GL) in ha	10,04	26,40
N-Saldo in kg pro ha	44,13	33,74
P-Saldo in kg pro ha	-8,49	18,51
durchschnittliche Feldgröße in ha	24,24	19,71
Energieinput Gesamtbetrieb in GJ pro ha	15,71	5,13

Quelle: eigene Berechnungen

Die Angaben der Betriebe sind bereits einer Plausibilitätskontrolle durch die zuständigen Regionalstellen der VDLUFA unterzogen worden, so dass eine Beeinträchtigung der Analyse durch Ausreißer weitestgehend ausgeschlossen werden kann.

5.2.2 Variablen für stoffliche Umwelteffizienzanalyse

In der stofflichen Umwelteffizienzanalyse der KUL-Betriebe werden ebenfalls die drei unerwünschten Umweltwirkungen Stickstoffsaldo, Phosphorsaldo und Energieeinsatz betrachtet. Eine Übersicht über die verwendeten Variablen liefert Tabelle 5.36.

Tabelle 5.36: Variablen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse für KUL

Outputs	produzierte Energie in GJ (Kulturartendiversität)
unerwünschte Umweltwirkungen	Stickstoffsaldo in kg N Phosphorsaldo in kg P ₂ O ₅ Energieeinsatz in GJ

Die Ermittlung des N-Saldos erfolgt als Differenz aus N-Einträgen und N-Austrägen.

Zum N-Eintrag zählen Mineraldünger, Futtermittel, sonstiger Zukauf (z.B. Saatgut oder Tierzukaufe) und die symbiotische N-Bindung. Zum N-Austrag werden der Verkauf tierischer und pflanzlicher Marktprodukte, der sonstige Zukauf und die tierhaltungsbedingten NH_3 -Emissionen gerechnet. Als Berechnungsgrundlage dienten der TLL die Richtwerte der Düngeverordnung zum N-Gehalt landwirtschaftlicher Produkte (BMELF, 1996), die von der LUFA berechnet worden sind.

Der P-Saldo wird wie der N-Saldo aus der Differenz zwischen dem gesamten Eintrag (Mineraldünger, Futterzukauf, inklusive Mineralstoffgemische, zugekaufte organische Dünger etc.) und Austrag in Form der Verkaufsprodukte ermittelt. Außerdem erfolgt eine Anpassung mittels Zu- und Abschlägen bezüglich der Nährstoffklasse (vgl. KERSCHBERGER, 1995). Auch in dieser Untersuchung werden Untergrenzen für den N-Saldo (20 kg N/ha) und P-Saldo (5 kg P_2O_5 /ha) eingeführt. Bei den KUL-Betrieben wurde in 12 Fällen der N-Saldo und in sechs Fällen der P-Saldo heraufgesetzt. Außerdem unterschritten 35 Betriebe (69%) einen Saldo von -5 kg P_2O_5 /ha. Es tritt somit häufiger das Problem einer Phosphorunterversorgung als einer -überversorgung auf.

Der Energieeinsatz wird in Form des gesamten Fossilenergieinputs (Energieträger, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel, Prozessenergie für zugekaufte Futtermittel, Saatgut) des Betriebes ermittelt.

Der Output wird in Form aller den Betrieb verlassenden pflanzlichen und tierischen Marktprodukte, abzüglich des Energieinhaltes zugekaufter landwirtschaftlicher Vorleistungen (Saatgut, Futtermittel, Tiere)¹⁴ ermittelt.¹⁵

Als weiterer Umweltoutput wird der Kultuartendiversitätsindex aufgenommen. Die Berechnung des Diversitätsindex nach Shannon-Weaver ist in folgender Gleichung dargestellt.

$$H_S = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i, \quad (5.1)$$

¹⁴Der Energieinhalt der Investitionsgüter und die menschliche Arbeitskraft bleiben als schwer zu bestimmende und relativ unbedeutende Größen bilanzmäßig außer Ansatz.

¹⁵Eine Beschreibung der Variablen kann auch der Projektbeschreibung von ECKERT ET AL. (1999) entnommen werden.

- mit H_S = Mannigfaltigkeit (Diversitätsindex),
 S = Anzahl der in der Gruppe vorhandenen Arten,
 p_i = Die relative Häufigkeit der i -ten Art, gemessen von 0,0 bis 1,0,
 $\ln p_i$ = der natürliche Logarithmus von p_i .

Quelle: REMMERT (1989)

Der Diversitätsindex liegt im Mittel bei 1,48 und variiert mit einer Standardabweichung von 0,44 zwischen 0,32 und 2,15.

Die Rohdaten stehen pro ha Bilanzfläche zur Verfügung. Als Bilanzfläche wird die Summe aus Ackerfläche und Grünlandfläche abzüglich der stillgelegten Flächen betrachtet. Zur Analyse werden die Rohdaten mit der Bilanzfläche multipliziert, um den Gesamtbetrieb zu betrachten.

Zunächst soll die Umwelteffizienzanalyse nur mit dem Output produzierte Energie durchgeführt werden. In einem zweiten Schritt wird die Kulturartendiversität als weiterer positiver Umweltoutput mit erfasst. Da der Energieoutput als wichtigerer Output als die Kulturartendiversität angesehen werden kann, soll in einem weiteren Schritt eine relative Gewichtungsbegrenzung des Einflusses der Kulturartendiversität eingeführt werden, die auf die Höhe der Gewichtung des Energieoutputs begrenzt wird. Dazu ist es erforderlich, die Outputs in ihrer Höhe auf ein vergleichbares Niveau zu bringen. Dies geschieht durch eine Normalisierung der Outputdaten am Mittelwert (arithmetisches Mittel). Wird die Normalisierung im Modell ohne Gewichtungsbegrenzungen durchgeführt, bleiben die Effizienzwerte davon unbeeinflusst.

5.2.3 Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse

Da der Untersuchungszeitraum neun Jahre umfasst und nur einige wenige Betriebe mehrmals untersucht worden sind, handelt es sich hier um ein nicht balanciertes Panel. Somit kann kein Produktivitätsfortschritt mittels Malmquistindex berechnet werden und auch eine Windowanalyse¹⁶ zur Bestimmung mittlerer Effizienzwerte einzelner Jahre, wie sie

¹⁶In der von CHARNES ET AL. (1985) entwickelten Windowanalyse wird aus einem Datenpool mehrerer Jahre ein Zeitfenster z.B. bestehend aus den Daten des betrachteten Jahres und des Vorjahres ausgewählt. Für das betrachtete Jahr werden Effizienzwerte auf der Grundlage der Daten dieses Zeitfensters berechnet und anschließend wird das Zeitfenster über den Beobachtungszeitraum verschoben. Dadurch wird ermöglicht, trotz einer geringen Datenmenge dennoch Jahreseffekte durch mittlere Effizienzwerte der Betriebe auszudrücken.

z.B. von ASMILD ET AL. (2004) oder GUBI (2006) durchgeführt worden ist, kann aufgrund der wenigen Beobachtungen pro Berichtsjahr nicht angewendet werden. Jahreseinflüsse können deshalb nicht berücksichtigt werden. Es ist aber damit zu rechnen, dass die vorherrschenden Wettereinflüsse in den unterschiedlichen Jahren einen nicht unerheblichen Einfluss auf den Ertrag und damit auf die Umwelteffizienz gehabt haben. Zudem können die Wettereinflüsse in den verschiedenen Regionen Deutschlands unterschiedliche Auswirkungen gehabt haben. Dass die Getreideerträge Schwankungen unterworfen sind, zeigt das THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK (2006) für Thüringen, das Bundesland, aus dem die meisten Beobachtungen stammen. Innerhalb der Beobachtungsjahre 1994-2002 schwanken die durchschnittlichen Erträge für alle Getreidearten umgerechnet zwischen einem minimalen jährlichen Durchschnittsertrag von 58,8 dt/ha im Erntejahr 2002 und einem maximalen jährlichen Durchschnittsertrag von 71,0 dt/ha im Erntejahr 2001. Die Erntemenge im Jahr 2001 lag somit um 20% oberhalb der Erntemenge des Folgejahres. Da der Ertrag entscheidenden Einfluss auf die produzierte Energiemenge der Marktfruchtbetriebe hat, sind hier deutliche Schwankungen auf den Jahreseinfluss zurückzuführen.

Tabelle 5.37 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse der Umwelteffizienzanalyse. Wie in der Analyse der Luxemburger Betriebe wird auch in dieser Analyse unter Annahme variabler Skalenerträge inputorientiert betrachtet. Der mittlere Effizienzwert im Modell mit dem Output Energieproduktion liegt bei 0,76, die Standardabweichung bei 0,22. Insgesamt können 12 effiziente DMUs identifiziert werden. Nur in den Jahren 1995 und 2002 sind keine effizienten Betriebe zu finden. In den Jahren 2000 und 2001 sind zwei und im Jahr 1999 sind fünf Betriebe effizient. Die möglichen Paretoverbesserungen durch Reduktionen der unerwünschten Umweltwirkungen betragen im Mittel 24%.

Wird statt der produzierten Energie die Kulturartendiversität als Output betrachtet, sind die mittleren Effizienzwerte 7 Prozentpunkte niedriger.

Werden beide Outputs in der Effizienzanalyse betrachtet, steigt der mittlere Effizienzwert auf 0,80. Insbesondere Betriebe mit niedrigen Effizienzwerten profitieren durch die Hinzunahme des weiteren Outputs, so liegt der Betrieb mit einem minimalen Effizienzwert von 0,25 über der Bewertung von 0,21 in der Bewertung mit nur dem Output Energie. Die Standardabweichung nimmt aufgrund der steigenden Effizienzwerte erwartungsgemäß ab und liegt bei 0,20. Für insgesamt 18 der 51 Betriebe liegt eine höhere Gewichtung auf dem Output Kulturartendiversität als auf dem Output Energie, für 13 Betriebe liegt sogar die volle Gewichtung auf der Kulturartendiversität, während auf

Tabelle 5.37: Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse KUL

	1 Output		2 Outputs	
	Energie	Kulturarten- diversität	ohne Gewichts- beschränkung	mit Gewichts- beschränkung
Mittlerer Effizienzwert	0,762	0,695	0,801	0,790
Min.	0,205	0,214	0,253	0,250
Standardabweichung	0,221	0,214	0,204	0,209
Anzahl ineffizient	39	42	35	35
Frontierbetriebe	12	9	16	16

Quelle: eigene Berechnungen

dem Output Energie für 17 Betriebe die volle Gewichtung ermittelt werden kann. Wird eine relative Gewichtsbeschränkung für den Output Kulturartendiversität eingeführt, die die Gewichtung maximal auf Höhe der Gewichtung des anderen Outputs begrenzt, verringern sich die Umwelteffizienzwerte wieder um 1,1 Prozentpunkte auf 0,79. Alle Betriebe, die ohne Gewichtsbeschränkung effizient waren, sind nun auch effizient. Auch der Betrieb, der im Modell mit nur einem Output der ineffizienteste war und durch die Hinzunahme des zweiten Outputs den letzten Rang abgeben konnte, fällt wieder auf den letzten Rang zurück, behält jedoch noch einen Effizienzwert von 0,41.

Tabelle 5.38: Rangkorrelation (Spearman) der Effizienzwerte KUL

Modell	1 Output		2 Outputs	
	Energie	Kulturarten- diversität	ohne Gewichts- beschränkung	mit Gewichts- beschränkung
1 Output (Energie)	1,00			
1 Output (KaDiv) ^a	0,62***	1,00		
2 Outputs ohne Gew. ^b	0,92***	0,77***	1,00	
2 Outputs mit Gew. ^b	0,97***	0,71***	0,98***	1,00

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau (2-seitig)

KaDiv^a: Kulturartendiversitätsindex, Gew.^b: Gewichtsbeschränkungen

Quelle: eigene Berechnungen

Die Rangkorrelationen nach Spearman sind in Tabelle 5.38 dargestellt. Die Rangkorrelationen liegen auf einem mittleren bis hohen Niveau und sind zwischen allen Modellen hoch signifikant. Besonders hoch sind erwartungsgemäß die Korrelationen zwischen dem

Modell mit nur einem Output und dem Modell mit zwei Outputs und Gewichtungsbeschränkungen sowie beiden Modellen mit zwei Outputs. Überraschend hoch ist die Rangkorrelation zwischen den Effizienzwerten der Modelle mit nur einem Output, die bei 0,61 liegt. Somit tragen Betriebe, die aus gesellschaftlicher Sicht relativ effizient den Output Energie erzeugen, auch zu einer aus gesellschaftlicher Sicht relativ effizienten Produktion des erwünschten Umweltoutputs Kulturartendiversität bei.

Tabelle 5.39: Gewichtungsfaktoren der stofflichen Umwelteffizienzanalyse KUL

	N-Saldo	P-Saldo	Energieinput	Energieoutput	Kulturartendiversität
1 Output (Energie)	0,214	0,195	0,591	1	-
1 Output (KaDiv) ^a	0,278	0,109	0,614	-	1
2 Outputs ohne Gew. ^b	0,262	0,157	0,581	0,614	0,386
2 Outputs mit Gew. ^b	0,253	0,184	0,564	0,781	0,219

KaDiv^a: Kulturartendiversitätsindex, Gew.^b: Gewichtungsbeschränkungen

Quelle: eigene Berechnungen

Ein weiterer interessanter Aspekt liegt in der Betrachtung der mittleren Gewichtungsfaktoren in Tabelle 5.39. In der ersten Zeile sind die Gewichtungsfaktoren im Modell mit einem Output unter variablen Skalenerträgen zu finden. Zwangsläufig legen alle Betriebe ihre volle Gewichtung auf den einen Output. Im Modell mit zwei Outputs ohne Gewichtungsfaktoren liegen 61% der mittleren Gewichtung auf dem Energieoutput und 39% auf dem Output Kulturartendiversität. Im Modell mit Gewichtungsfaktoren sinkt der Einfluss der Kulturartendiversität, der dort nur noch bei 22% mittlerer Gewichtung liegt. Die Gewichtungsfaktoren der Inputs verändern sich kaum.

5.2.4 Ergebnisse der Tobitregression

Die Tobitregression für die KUL-Betriebe zeigt außer für die Konstante nur für die Bodengüte (mittlere Ackerzahl) einen signifikanten Einfluss auf die Ineffizienz im Modell mit einem Output (siehe Tabelle 5.40). Die Ineffizienz ist umso geringer, je höher die mittlere Ackerzahl des Betriebes ist. Dieser Einfluss ist hoch signifikant. Das Gesamtmodell ist ebenfalls hoch signifikant. Von den weiteren Variablen Grünlandanteil, Viehdichte und Niederschlagsmenge geht kein signifikanter Einfluss aus. Betriebe auf Standorten mit guten Böden sind umwelteffizienter als Betriebe auf schlechten Standorten.

Tabelle 5.40: Tobitregressionen auf die Ineffizienzen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse

Exogene Variable	1 Output		2 Outputs	
	Energie	Kulturarten- diversität	ohne Gewichts- beschränkung	mit Gewichts- beschränkung
Bodengüte	-0,008***	-0,002	-0,006**	-0,007 ***
Grünlandanteil	-0,286	-1,488**	-0,774	-0,573
Viehichte	0,008	-0,112	-0,015	-0,036
Niederschlagsmenge	0,0001	0,0006**	0,0004	0,0003
Konstante	0,603*	0,026	0,243	0,402
Irrtumswahrscheinlichkeit	0,008	0,006	0,035	0,012

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau (2-seitig)

Quelle: eigene Berechnungen

Im Modell mit dem Output Kulturartendiversität hat der Anteil der Grünlandfläche an der Gesamtfläche einen signifikant negativen Einfluss auf die Ineffizienz. Die Niederschlagsmenge hat einen positiven Einfluss auf die Ineffizienz. Auch dieses Modell ist hoch signifikant.

Werden die Modelle mit beiden Outputs betrachtet, liegt die Irrtumswahrscheinlichkeit der Gesamtmodelle auf dem 5%-Niveau. Zwischen den beiden Modellen können ähnliche Ergebnisse beobachtet werden. Unabhängig davon, ob die Gewichtungsbegrenzung vorgenommen wird, hat die mittlere Ackerzahl einen signifikant negativen Einfluss auf die Ineffizienz. Die Ergebnisse der Modelle mit zwei Outputs ähneln dem Modell mit dem Output Energie. Erwartungsgemäß sind die Ähnlichkeiten des Modells mit Gewichtungsbegrenzungen höher. So ist hier ebenfalls ein hoch signifikanter Einfluss zu erkennen.

5.2.5 Diskussion der empirischen Ergebnisse der Effizienzanalyse

Die Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse der KUL-Betriebe zeigen die Paretoverbesserungen durch Reduktion der unerwünschten Umweltwirkungen. Wird die Bestimmung der Umwelteffizienzwerte in der DEA mit dem KUL-Verfahren zur Bestimmung der Umweltverträglichkeit verglichen, fällt auf, dass für die Effizienzbestimmung in der DEA die Stärken ausschlaggebend sind, während für die KUL-Bewertung eher die Bestimmung der Schwächen zur Beurteilung verwendet wird. Zudem ist ein direkter

Vergleich nicht möglich, denn die Vergabe der Umweltzertifikate ist an das Einhalten sämtlicher Toleranzwerte geknüpft und umfasst deshalb einen weiteren Bereich als die in dieser Umwelteffizienzanalyse erfassten Werte.

Die höheren Effizienzwerte in der Analyse mit dem Output Energie als in der Analyse mit dem Output Kulturartendiversität zeigen, dass die beobachteten Betriebe im Mittel effizienter Energie produzieren als den Umweltoutput Kulturartendiversität. Die geringe Effizienz hinsichtlich der Produktion dieses Umweltguts ist auf fehlende ökonomische Anreize zurückzuführen. Hier könnte die Einführung von Politikinstrumenten zu einer Erhöhung der Effizienz führen. Die Einführung der Betriebsprämienregelung seit Januar 2005 erfordert die Einhaltung der sog. Cross-Compliance Vorschriften. Hierzu zählt der Erhalt der Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (BMVEL, 2005b). Die Erfüllung dieser Vorschriften setzt die Einhaltung eines Anbauverhältnisses voraus, das mindestens drei Kulturen umfasst, von denen jede mindestens 15% der Ackerfläche bedecken muss.¹⁷ Wird von der Möglichkeit abgesehen, das Anbauverhältnis in einer mehrjährigen Fruchtfolge zu erfüllen, entspricht die Einhaltung des Anbauverhältnisses einem Kulturartendiversitätsindex von mindestens 0,82.¹⁸ Da drei Betriebe im Untersuchungszeitraum einen Kulturartendiversitätsindex unterhalb dieser Grenze vorweisen können, ist davon auszugehen, dass die Betriebe in diesem Output eine Steigerung erreicht haben.

Die Ergebnisse der Tobitregression zeigen, dass die Bodenqualität maßgeblichen Einfluss auf die Höhe der Umwelteffizienz der Betriebe hat. Dies begründet sich aus der Tatsache, dass die Bodenqualität für Marktfruchtbetriebe stark ertragsbestimmend ist.

ECKERT ET AL. (1999) betonen in der Bewertung des KUL-Projekts, dass intolerable Umweltbelastungen fast ausschließlich auf das Betriebsmanagement zurückgeführt werden können. Des Weiteren betonen sie, dass die Bewirtschaftungsintensität, ausgedrückt in kg N pro ha, nicht generell für das Ausmaß der Umweltbeeinträchtigung ausschlaggebend ist. Ansatzpunkte zur Verbesserung der Umwelteffizienz sind laut ECKERT und GERNAND (2000) weniger in betrieblichen oder standörtlichen Merkmalen zu suchen, als im einzelnen Betrieb.

Aufgrund der wenigen zur Verfügung stehenden Beobachtungen wurden die Betriebe unterschiedlicher Jahre miteinander verglichen. Die Wirkung vom technischen Fortschritt

¹⁷Alternativ kann dies durch die Erstellung einer jährlichen Humusbilanz oder die Untersuchung des Bodenumusgehalts nachgewiesen werden (siehe dazu BMVEL, 2005b).

¹⁸Quelle: eigene Berechnung.

wurde somit nicht berücksichtigt.

5.3 Effizienzanalyse von Produktionsverfahren des Futterbaus

Die dritte Untersuchung vergleicht unterschiedliche Grünlandbewirtschaftungssysteme. Die Daten wurden vom Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel bereitgestellt.¹⁹ Da auch in diesem Vergleich keine monetären Daten vorliegen, kann nur der Ansatz der stofflichen Umwelteffizienzanalyse gewählt werden.

5.3.1 Vorstellung der Datengrundlage

Auf dem Versuchsgut Karkendamm wurde vom Lehrstuhl für Grünland und Futterbau / Ökologischer Landbau von 1997 bis 2001 ein Versuch zum Vergleich verschiedener Futterbaunutzungssysteme angelegt. Ziel der Versuchsanlage war es, die Leistung und ökologische Effekte der Futterproduktion auf sandigen Böden zu messen. Das Projekt gliederte sich in drei Teilprojekte. Im ersten Teil wurde der Einfluss von Nutzungssystemen und Stickstoffeinsatz auf Leistung und N-Bilanz auf Grünland untersucht (TROTT ET AL., 2004). Im zweiten Teil wurde der Einfluss auf Nitratauswaschungsverluste betrachtet (WACHENDORF ET AL., 2004) und im dritten Teil wurde die Energieeffizienz in der Futterproduktion von Grünland und Maissilage untersucht (KELM ET AL., 2004). Die Versuchsanlage lieferte Ergebnisse, wie hoch die Energieerträge, Nitratauswaschung und CO₂-Belastungen in Abhängigkeit der Nutzungsform und des Stickstoffeinsatzes sind. Dazu wurden Grünlandnutzungsvarianten mit unterschiedlichen Intensitäten untersucht. Das Versuchskonzept ist in Tabelle 5.1 schematisch dargestellt. Es wurden vier Nutzungsformen untersucht, die neben ausschließlicher Weide- und Schnittnutzung ebenfalls Ein- und Zweischnittnutzung mit anschließender Beweidung einschließen. Die mineralische Stickstoffdüngung erfolgte in vier Stufen von 0 bis 300 kg N/ha. Eine Hälfte der Versuche wurde ohne Gölledüngung durchgeführt, die andere Hälfte unter Zugabe von 20m³/ha Gülle, die einer Stickstoffmenge von 71 kg N/ha entsprachen. Eine zusätzliche Stickstoffquelle bot der eingesäte Weißklee, der vor allem bei den Varianten mit geringem Stickstoffeinsatzniveau relevant war und im Durchschnitt der Jahre in den unterschiedlichen Varianten zwischen 0 und 166 kg N/ha fixieren konnte (TROTT ET AL.,

¹⁹Dieser Datensatz wird im Folgenden mit der Bezeichnung „Futterbau“ gekennzeichnet.

Nutzung

Weide (Umtriebsweide)	Mähweide I: 1 Schnitt; Nachweide	Mähweide II: 2 Schnitte; Nachweide	Schnitt: 4 Schnitte
--------------------------	--	--	------------------------

Mineral N-Dünger (kg/ha/Jahr)

0	100	200	300
---	-----	-----	-----

Rindergülle (m³/ha/Jahr)

0	20
---	----

Abbildung 5.1: Versuchskonzept des Grünlandversuchs
Quelle: in Anlehnung an STORM (2001)

2004). Bei hohen Stickstoffgaben war der Weißklee jedoch nicht konkurrenzfähig und wurde vom Gras verdrängt. Pro Variante wurden zwei Wiederholungen angelegt.

5.3.2 Variablen für die stoffliche Umwelteffizienzanalyse

Die Analyse der Futterbauverfahren wird auf Grundlage von zwei Input- und einer Outputvariable durchgeführt. Die Variablen werden in Tabelle 5.41 vorgestellt. Als Inputvariablen werden die Nitratauswaschung pro Hektar und die CO₂-Emissionen pro Hektar verwendet. Als Outputvariable kommt erneut die produzierte Energie, in diesem Fall gemessen in 'GJ NEL pro Hektar', zum Einsatz. Im Gegensatz zu den beiden zuvor vorgestellten Datensätzen werden in diesem Datensatz keine Proxivariablen zur Abschätzung der Umweltwirkungen verwendet. Stattdessen werden die unmittelbaren Ursachen für die externen Effekte betrachtet. Die Messung der Nitratfrachten im Sickerwasser wurde mittels keramischer Saugkerzen bestimmt und die CO₂-Emissionen wurden anhand der eingesetzten fossilen Energieträger berechnet.

Bei dieser Untersuchung werden keine Untergrenzen eingeführt, weil die Nitratfracht exakt ermittelt wurde. In Tabelle 5.42 wird eine deskriptive Analyse der als Mittelwert

Tabelle 5.41: Variablen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse Futterbau

Output	produzierte Energie in GJ NEL/ha
unerwünschte Umweltwirkungen	Nitratauswaschung in kg N/ha CO ₂ -Emissionen in kg/ha

über die fünf Versuchsjahre ermittelten Variablen gegeben.

Tabelle 5.42: Deskriptive Analyse der Input- und Outputvariablen Futterbau

	Einheit	ar. Mittel	Std.abw.	Spannw.
Energieertrag	GJ NEL/ha	53,17	8,47	33,46
Nitratfracht	kg NO ₃ N/ha	39,28	21,78	103,00
CO ₂ -Emissionen	kg CO ₂ /ha	1141,08	453,65	1738,00

Quelle: eigene Berechnungen

5.3.3 Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalyse

Um die Paretoverbesserungen der Grünlandbewirtschaftungsverfahren zu bestimmen, wurde sowohl eine Umwelteffizienzanalyse unter der Annahme konstanter als auch variabler Skalenerträge durchgeführt. Für die Annahme konstanter Skalenerträge spricht, dass es sich bei dieser Analyse um Produktionsprozesse handelt, die pro Hektar bestimmt werden und somit keine Größeneffekte aufweisen, wie es etwa bei unterschiedlich großen Betrieben der Fall ist. Die Annahme variabler Skalenerträge ist jedoch bedeutsam, wenn ökonomische Schlussfolgerungen gezogen werden, wie an späterer Stelle gezeigt wird. Zunächst soll auf die Ergebnisse der Analyse unter konstanten Skalenerträgen eingegangen werden.

In der Abbildung 5.2 sind die Produktionspunkte in einer Isoquantendarstellung abgebildet. Auf der Abszisse ist die Nitratfracht in kg N pro GJ NEL, auf der Ordinate der Kohlenstoffdioxidanfall in kg CO₂ pro GJ NEL abgetragen. Es ist auf den ersten Blick zu erkennen, dass die Grünlandvarianten (GO) eine tendenziell hohe Nitratfracht pro Einheit Energie verursachen, während die Schnittnutzungsvarianten je nach Anzahl der Schnittnutzung mehr Kohlenstoffdioxid pro Einheit Energie verursachen. Alle reinen Weidevarianten liegen in der großen Elipse im Bereich rechts unten. Nach links schließen

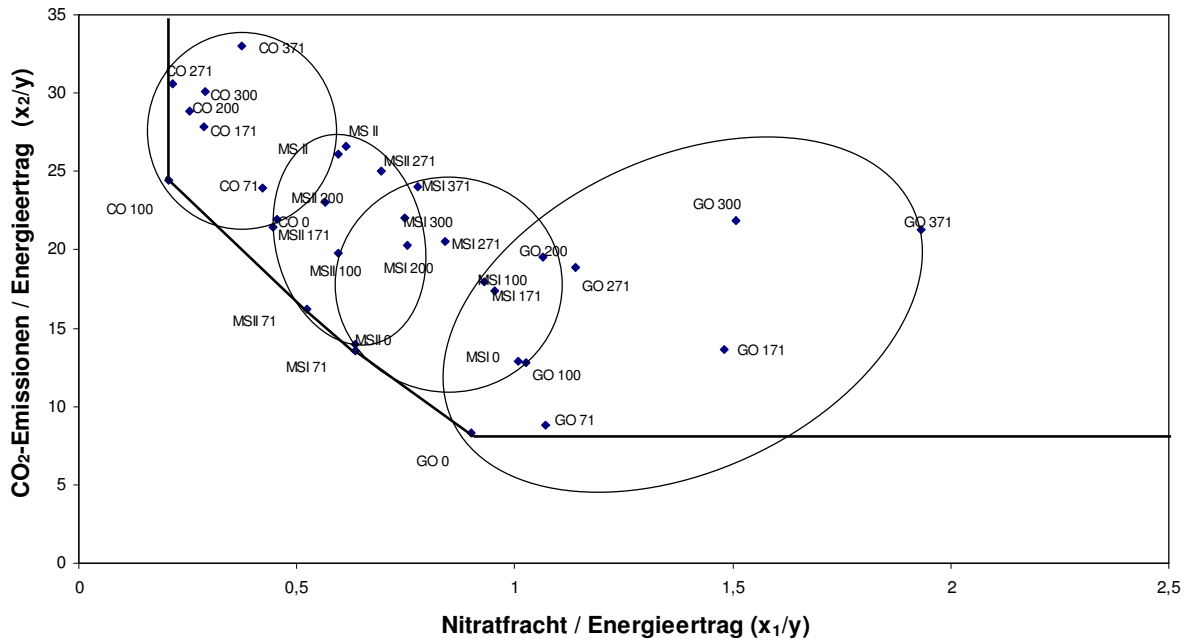


Abbildung 5.2: Produktionsverfahren des Futterbaus in Isoquantendarstellung

sich die Mähweidevarianten mit einer (MSI) und mit zwei (MSII) Schnittnutzungen an. Im Bereich der Ellipse links oben finden sich alle reinen Schnittvarianten (CO). Die Zahl hinter der Bezeichnung des Produktionsverfahrens zeigt die Höhe der Stickstoffgabe. Die Bezeichnung MSII 171 steht somit für die Variante Mähweide mit zwei Schnittnutzungen und 100 kg mineralischen + 71 kg organischen Stickstoffdünger. Die 71 kg organischer Stickstoff resultieren aus der oben beschriebenen Gülledüngung.

Jedes Produktionsverfahren hat eine umwelteffiziente Variante aufzuweisen. Dieses kann sowohl den Ergebnissen aus Tabelle 5.43 als auch der Abbildung 5.2 entnommen werden. Die Varianten Weidenutzung ohne Düngung (GO 0), Mähweide I (MSI 71) und Mähweide II (MSII 71) mit jeweils einer Gülledüngung in Höhe von 71 kg Stickstoff und die reine Schnittnutzung mit 100 kg mineralischer Düngung (CO 100) liegen allesamt auf der Produktionsfrontier und erhalten dementsprechend auch einen Effizienzwert von 100%. Bei diesen Varianten können keine Paretoverbesserungen erreicht werden, bei allen anderen Varianten sind jedoch Paretoverbesserungen möglich. Z.B. eine reine Weidenutzung mit einer mineralischen Stickstoffdüngung von 300 kg N/ha (GO 300) könnte gegenüber einer Kombination aus einer reinen Weidenutzung ohne Stickstoffdüngung (GO 0) und einer Einschnittnutzung ohne mineralische Düngung aber mit Gülledüngung (MSI 71)

Tabelle 5.43: Ergebnisse der Umwelteffizienzanalyse Futterbau unter Annahme konstanter Skalenerträge

	Weide GO	Mähweide I MS I	Mähweide II MS II	Schnitt CO
0 kg N/ha	1,000	0,795	0,984	0,885
0 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	0,939	1,000	1,000	0,855
100 kg N/ha	0,789	0,717	0,846	1,000
100 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	0,608	0,720	0,903	0,845
200 kg N/ha	0,643	0,750	0,791	0,843
200 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	0,630	0,707	0,693	0,961
300 kg N/ha	0,504	0,720	0,701	0,792
300 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	0,439	0,674	0,718	0,699

Quelle: eigene Berechnungen

die unerwünschten Umweltwirkungen halbieren. Noch größer sind die möglichen Paretoverbesserungspotenziale im Fall der Weidenutzung mit hoher mineralischer und organischer Düngung (GO 371), denn dort könnten 56% der unerwünschten Umweltwirkungen eingespart werden.

Nur die drei Varianten CO 0, CO 71 und CO 171 liegen im Bereich zunehmender Skalenerträge. Alle anderen Varianten liegen im Bereich abnehmender Skalenerträge, mit Ausnahme der effizienten Varianten, die methodisch bedingt dem Bereich konstanter Skalenerträge zugeordnet werden. Alle Varianten im Bereich abnehmender Skalenerträge überschreiten die effiziente Skalengröße. Die Untersuchung verdeutlicht, dass unerwünschte Umweltwirkungen abnehmende Grenzerträge in der Produktion haben. Es wäre somit für die Varianten von Vorteil, weniger Output mit entsprechend weniger unerwünschten Umweltwirkungen zu produzieren.

Die Untersuchung unter konstanten Skalenerträgen vergleicht die durchschnittlichen Produktivitäten der unerwünschten Umweltwirkungen und kommt zu dem Schluss, dass die effizientesten Varianten im Bereich geringer Intensitäten zu finden sind. Aus den Ergebnissen sollte jedoch nicht die allgemeingültige Schlussfolgerung gezogen werden, dass hohe Stickstoffgaben in jedem Fall aus gesellschaftlicher Sicht nachteilig sind, weil weder die Produktionskosten, noch die Opportunitätskosten der Fläche einbezogen werden. Die Produktionskosten steigen vermutlich bei zunehmender Intensität unterproportional an, da sich z.B. die Anzahl der Arbeitsgänge kaum erhöht. Ebenso begünstigen die

Opportunitätskosten der Fläche höhere Intensitäten. Aus ökonomischer Sicht kann die Intensität gesteigert werden, solange der zusätzliche Umweltschaden geringer zu bewerten ist als der Ertragszuwachs abzüglich der zusätzlichen Produktionskosten. Da jedoch keine monetäre Bewertung des Umweltschadens vorgenommen werden kann, ist eine ökonomische Bewertung der einzelnen Futterbauverfahren nicht möglich. Die Untersuchung unter variablen Skalenerträgen lässt jedoch den Vergleich der Futterbauverfahren ähnlicher Skalengrößen, in diesem Fall ähnlicher Outputniveaus, zu. Damit können Verfahren vergleichbarer Intensitätsniveaus miteinander verglichen werden. Da aufgrund der Produktionskosten und Opportunitätskosten das ökonomische Optimum im Bereich abnehmender Skalenerträge vermutet wird, liefert die Umwelteffizienzanalyse nur unter Annahme variabler Skalenerträge geeignete Ergebnisse, weil auch für die Varianten im Bereich abnehmender Skalenerträge effiziente Verfahren ermittelt werden.

In Tabelle 5.44 sind die Effizienzwerte unter variablen Skalenerträgen dargestellt.

Tabelle 5.44: Ergebnisse der Umwelteffizienzanalyse Futterbau unter Annahme variabler Skalenerträge

	Weide GO	Mähweide I MS I	Mähweide II MS II	Schnitt CO
0 kg N/ha	1,000	0,797	1,000	0,998
0 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	1,000	1,000	1,000	0,970
100 kg N/ha	0,856	0,726	0,923	1,000
100 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	1,000	0,990	0,962	0,899
200 kg N/ha	0,650	0,902	0,974	0,896
200 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	0,790	0,998	0,843	1,000
300 kg N/ha	0,717	1,000	0,907	1,000
300 kg N/ha + 20 m ³ Gülle/ha	0,896	0,912	1,000	0,841

Quelle: eigene Berechnungen

Es ist zu erkennen, dass jede Nutzungsform im Bereich niedriger und hoher Stickstoffgaben jeweils mindestens eine effiziente Variante enthält. Bei ausschließlicher Weidenutzung ist dies ohne mineralische Stickstoffdüngung sowohl mit als auch ohne Gölledüngung und bei 100 kg N/ha mineralischer Düngung kombiniert mit Gölledüngung der Fall. Bei den anderen Nutzungsformen ist neben der Variante, die bereits unter konstanten Skalenerträgen effizient ist, die zusätzliche effiziente Variante erst bei hohen Stickstoffgaben von über 200 kg N/ha mineralischer Düngung + Gölledüngung im Fall reiner

Schnittnutzung oder 300 kg N/ha mineralischer Düngung ohne (MSI und CO) oder mit Gülledüngung (MSII) erreicht. Auch im Bereich mittlerer Stickstoffgaben steigen die Umwelteffizienzwerte an.

5.3.4 Diskussion der empirischen Ergebnisse der Effizienzanalyse

Obwohl zum Teil erhebliche Unterschiede in der Umwelteffizienz bestehen, zeigen die Ergebnisse der Futtbauverfahren, dass keine generelle Empfehlung zur Wahl eines der vier verglichenen Produktionsverfahren gegeben werden kann. Ebenso kann keines der vier Verfahren aus Gründen der Umwelteffizienz abgelehnt werden, weil in jedem der Produktionsverfahren eine effiziente Variante identifiziert werden kann. Daher ist auch die Berechnung durchschnittlicher Effizienzwerte nicht sinnvoll. Es ist vielmehr zu erkennen, dass die Umwelteffizienz von der Höhe der Stickstoffeinsatzmengen abhängt, denn hohe Stickstoffgaben führen unter konstanten Skalenerträgen tendenziell zu geringen Umwelteffizienzwerten. Die Höhe der Stickstoffeinsatzmenge in Kombination mit der Nutzungsform entscheidet über die Höhe der Umwelteffizienz und nicht die Nutzungsform als solche.

Die maximalen Effizienzwerte werden bei häufigerer Schnittnutzung erst bei höheren Stickstoffeinsatzmengen erreicht. Auch bei zunehmenden Stickstoffgaben oberhalb der ermittelten optimalen Stickstoffeinsatzmengen bleiben die Umwelteffizienzwerte verhältnismäßig höher. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass abhängig von der Weidenutzung tierische Exkremate auf den Flächen verbleiben und eine zusätzliche Stickstoffquelle darstellen. Dieses ist aber auch damit verbunden, dass die tierischen Exkremate zu zunehmenden Nitratfrachten führen. Begünstigt werden die Nitratfrachten zusätzlich durch die punktuelle Applikation. Somit sind unter konstanten Skalenerträgen bereits bei mittlerer Stickstoffeinsatzmenge abnehmende Umwelteffizienzwerte bei reiner Beweidung zu beobachten.

Doch nicht nur die tierischen Ausscheidungen stellen eine zusätzliche Stickstoffquelle dar, sondern auch der eingesäte Klee bindet Stickstoff und fördert damit ebenfalls das Pflanzenwachstum. Der Klee trägt aber ebenso zu zusätzlichen Nitratauswaschungen bei. Deshalb treten auch bei den Varianten, die weder mineralische noch organische Stickstoffdünger einsetzen, Nitratauswaschungen auf. Insgesamt gesehen führt der Klee zu einem ausgleichenden Effekt, denn je höher die Stickstoffgaben sind, desto geringer ist die Stickstofffixierung durch den Klee.

Die Analyse der Skalenerträge zeigte, dass unerwünschte Umweltwirkungen – außer im Bereich niedriger Stickstoffeinsatzmengen in der reinen Schnittnutzung – zu abnehmenden Skalenerträgen führen. Das Auftreten abnehmender durchschnittlicher Produktivitäten kann auf den Verlauf der Produktionsfunktion in Abhängigkeit der Stickstoffeinsatzmenge zurückgeführt werden. So zeigen TROTT ET AL. (2004), dass bereits ohne Düngung ein Energieertrag von mehr als 40 GJ/ha in allen vier Bewirtschaftungsverfahren erreicht wird. Im Stickstoffeinsatzbereich zwischen 0 und 371 kg N/ha können schließlich lineare Zusammenhänge zwischen N-Gaben und Energieertrag nachgewiesen werden. Übertragen auf die unerwünschte Umweltwirkung Nitratauswaschung bedeutet dies, dass bereits bei geringen N-Salden, die aus anderen Quellen als der Düngung resultieren, die höchsten durchschnittlichen Produktivitäten erreicht werden.

Aus oben genannten Gründen sollten jedoch nicht nur die Ergebnisse der Effizienzanalysen unter konstanten Skalenerträgen betrachtet werden, sondern auch die Ergebnisse unter variablen Skalenerträgen. Durch die Änderung der Annahme erhöhen sich insbesondere die Effizienzwerte im Bereich hoher Stickstoffgaben. So ist z.B. methodisch bedingt die Variante effizient, die den Maximalertrag erreicht.

Die in Schleswig-Holstein üblichen Mähweiden mit Ein- oder Zweischnittnutzung und Stickstoffeinsatzmengen von 150 bis 250 kg N/ha sowie einer Gülledüngung von 20 bis 30 m³/ha (siehe TROTT ET AL., 2004) kommen unter der Annahme konstanter Skalenerträge nur zu Effizienzwerten von 69-90%. Auch unter variablen Skalenerträgen sind diese Varianten nicht effizient, haben aber deutlich höhere Effizienzwerte. Es sind somit aus gesellschaftlicher Sicht Verbesserungen zu erreichen. Ob diese Vorteile jedoch die vermutlich höheren Kosten aus betrieblicher Sicht ausgleichen können, lässt sich mit der rein stofflichen Umwelteffizienzanalyse nicht beurteilen.

Dass eine Reduzierung der N-Überschüsse auch ökonomische Vorteile haben kann, zeigt STORM (2001), indem er die wirtschaftlichen Effekte von Maßnahmen quantifizierte, die den Stickstoffkreislauf in spezialisierten Milchvieh-Futterbaubetrieben beeinflussen. Er zeigte unter anderem, dass die Faktorverwertung der Fläche bei einem durchschnittlichen jährlichen Milchleistungsniveau von 8500 kg/Kuh durch Erhöhung des Maisanteils in der Ration von 2670 auf 3540 DM/ha ansteigt und sich gleichzeitig die N-Überschüsse/ha um bis zu 35% reduzieren lassen.

5.4 Schlussfolgerungen der empirischen Analysen

Nachdem bisher die drei Datensätze getrennt betrachtet und diskutiert wurden, sollen im vorliegenden Abschnitt Schlussfolgerungen aus allen drei Analysen gezogen werden. In allen drei Untersuchungen konnten im Mittel erhebliche Paretoverbesserungsmöglichkeiten aus gesellschaftlicher Sicht festgestellt werden.

Welche Einflussfaktoren die Effizienz beeinflussen, ist vom verwendeten Ansatz und von der Art der Betriebe abhängig. Während in den Umwelteffizienzanalysen der Futterbaubetriebe Einflüsse der Betriebsgröße und Viehdichte nachgewiesen werden können, ist bei den Marktfruchtbaubetrieben, die in der KUL-Untersuchung verglichen werden, die Bodengüte der einzige signifikante Einflussfaktor auf die Umwelteffizienz.

Direkte Vergleiche zwischen den Datensätzen sollten nicht vorgenommen werden, weil sich die Technologien unterscheiden und auch die Bilanzierung der Variablen unterschiedlich erfolgte. Der Datensatz über Futterbauverfahren (5.3) ist ohnehin mit den Gesamtbetriebsmodellen (5.1, 5.2) nicht vergleichbar, weil es sich um Versuchsfelder handelt. Aber auch zwischen den beiden Gesamtbetriebsvergleichen sollten aufgrund der Höhe der mittleren Effizienzwerte keine Aussagen getroffen werden, die bestimmte Betriebssysteme gegenüber anderen als umwelteffizienter kennzeichnen. Von der Höhe der mittleren Effizienzwerte kann lediglich auf die Heterogenität der Betriebe geschlossen werden.²⁰

Dennoch können einige Ergebnisse der stofflichen Umwelteffizienzanalysen verglichen werden. So können Übereinstimmungen bezüglich der Gewichtungsfaktoren festgestellt werden. Sowohl im Vergleich der viehhaltenden Betriebe aus Luxemburg als auch im Vergleich der Marktfruchtbetriebe des KUL Datensatzes liegt der höchste Gewichtungsfaktor auf der eingesetzten Energie. Bei den KUL-Betrieben entfallen 59% der relativen Gewichtung auf Energie. Bei den Luxemburger Betrieben nimmt der Anteil der Energiegewichtung bis auf das Jahr 1997 stetig zu und liegt im letzten Jahr bei 57%. Dementsprechend geringer sind die Gewichtungsfaktoren der anderen beiden unerwünschten Umweltwirkungen. Wie bereits angesprochen kann daraus die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die Energie gegenüber den übrigen unerwünschten Umweltwirkungen N-Saldo und P-Saldo verhältnismäßig effizient verwendet wird. Dieses Ergebnis überrascht

²⁰ Auch die Anzahl der betrachteten Betriebe hat Einfluss auf die mittleren Effizienzwerte. Zwischen den beiden Datensätzen sind die Unterschiede jedoch gering, da der Luxemburger Datensatz 58 Betriebe und der KUL-Datensatz 51 Betriebe enthält.

nicht, denn viehhaltende Betriebe importieren einen Großteil ihrer Nährstoffe in Form von Futter. Sie gelangen somit zu einem anderen Zweck in ihren Betrieb als in Marktfruchtbetrieben, in denen sie in der Regel in Form von Düngemitteln eingekauft werden. Die Gülle muss auf den Flächen verteilt werden. Aufgrund der hohen Transportkosten pro Dungeinheit werden sie vorzugsweise auf den hofnahen Flächen ausgebracht. Inwieweit die Gewichtungsfaktoren durch die Einführung der Saldenuntergrenzen beeinflusst werden, wird in Kapitel 6 diskutiert.

In der erweiterten Effizienzanalyse mit der DEA zeigte sich anhand der Gewichtungsfaktoren, dass die unerwünschten Umweltwirkungen gegenüber den traditionellen Inputs vergleichsweise ineffizient verwendet werden. Auch auf Seiten der Outputs konnte ähnliches beobachtet werden. In der Analyse der KUL-Betriebe mit zwei Outputs zeigte sich, dass nicht marktfähige Umweltgüter (Kulturartendiversität) ineffizienter produziert werden als marktfähige Outputs (Energieoutput).²¹ Diese Ergebnisse zeigen, dass Umweltwirkungen, die aus Sicht des Unternehmers nicht belohnt bzw. nicht bestraft werden, nicht so effizient produziert werden wie traditionelle Inputs und Outputs. Drei Gründe können dafür ausschlaggebend sein. Der erste Grund ist, dass Umweltwirkungen - zumindest in gewissen Grenzen - vom Landwirt nicht kontrollierbar sind, weil sie stochastischen Einflüssen unterliegen. Als zweiter Grund gilt, dass die Umweltwirkungen, die sich aus dem Einsatz eines potenziell umweltschädigenden Inputs ergeben, im Vergleich zum Einsatz des umweltschädigenden Inputs überproportional stark zunehmen können (vgl. Abbildung 4.1). Als dritter Grund können die fehlenden ökonomischen Anreize genannt werden bzw. der Zielkonflikt zwischen einer Reduktion der unerwünschten Umweltwirkungen und der Einkommenserzielung. Dass der Zielkonflikt zwischen der Produktion monetär bewertbarer und nicht bewertbarer Outputs nicht zwangsläufig gegeben sein muss, hat die Rangkorrelation von 0,61 zwischen der stofflichen Umwelteffizienzanalyse mit dem Output Energie und dem Output Kulturartendiversität gezeigt. Es scheint somit durchaus möglich zu sein, multifunktional zu produzieren.

Der Vergleich verschiedener Futterbauverfahren unterscheidet sich in einer weiteren Hinsicht von den Gesamtbetriebsvergleichen, denn es kann davon ausgegangen werden, dass die Ineffizienzen nicht auf Managementeinflüsse und Standortbedingungen zurückgeführt

²¹Beim Energieoutput handelt es sich nicht um ein einheitliches Produkt, das mit einem bestimmten Preis bewertet werden kann. Da aber alle erzeugten marktfähigen Produkte Energie enthalten, handelt es sich bei der Energie im Gegensatz zu reinen Umweltgütern um ein Produkt, das über den Markt entlohnt wird.

werden können, sondern ausschließlich durch die Verfahrenswahl zustande kommen. Wetereinflüsse und sonstige Standortbedingungen können allenfalls die eine oder andere Variante begünstigt haben, sind jedoch für alle Varianten gleich. Dies kommt insbesondere der deterministischen DEA entgegen, die keine stochastischen Einflüsse berücksichtigt. Mit dem Vergleich unterschiedlicher Bewirtschaftungsverfahren konnte außerdem gezeigt werden, dass auch die Wahl ineffizienter Anbauverfahren ein Grund für Managementineffizienz landwirtschaftlicher Betriebe sein kann.

Möglicherweise kann die Einführung umweltpolitischer Instrumente wie z.B die Einführung einer Stickstoffsteuer oder die Honorierung multifunktionaler Leistungen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen zu einer Reduktion der optimalen Einsatzmenge umweltschädigender Inputs und damit zu einer Erhöhung der Umwelteffizienz landwirtschaftlicher Betriebe führen. Vermutlich haben bereits die Einführung der entkoppelten Direktzahlungen und die damit verbundenen Cross-Compliance Bestimmungen zu einer Erhöhung der mittleren Umwelteffizienz beigetragen.

6 Diskussion und Ausblick

Nach Vorstellung der empirischen Ergebnisse im vorangegangenen Kapitel soll im vorliegenden Kapitel diskutiert werden, ob Paretoverbesserungspotenziale mit Hilfe der Umwelteffizienzanalyse quantifiziert werden können. Zunächst wird eine allgemeine Diskussion geführt, in der reflektiert werden soll, ob die in Abschnitt 4.2 aufgeworfenen Probleme der Umwelteffizienzmessung landwirtschaftlicher Betriebe für die im empirischen Kapitel behandelten Fragestellungen tatsächlich zur Zufriedenheit gelöst werden konnten.

Im zweiten Abschnitt werden die vier vorgestellten Ansätze näher betrachtet. Es soll diskutiert werden, inwieweit sie aussagefähige Antworten auf die eingangs formulierten Fragen bringen und welche Probleme durch Anwendung der einzelnen Ansätze entstehen. Im dritten Abschnitt wird der Forschungsbedarf im Bereich der Umwelteffizienzanalyse aufgezeigt und ein Ausblick gegeben, welche Anwendungen an diese Forschungsarbeit anschließen könnten.

Das Kapitel endet mit einem Fazit, in dem die wichtigsten Ergebnisse der Diskussion festgehalten werden.

6.1 Allgemeine Diskussion

Im Abschnitt 4.2 wurden Probleme erörtert, die im Zusammenhang mit der Umwelteffizienzmessung auftreten können. Ebenso wurden Lösungsmöglichkeiten vorgestellt. In diesem Abschnitt soll nun diskutiert werden, wie sich die Effizienzwerte auf Grundlage der gewählten Lösungsmöglichkeiten in der empirischen Analyse verhalten haben. Da sich Diskussionspunkte ergeben, die nicht nur auf die Modellspezifikationen bezogen werden können, sondern auch aus den verwendeten Datensätzen resultieren, soll die Diskussion sowohl in Bezug auf die Daten als auch auf die Modelle geführt werden.

Einige Diskussionspunkte ergeben sich aufgrund der verwendeten Datensätze, andere betreffen die Methode unabhängig vom Datensatz. Daher wird dieser Abschnitt in die zwei Unterabschnitte Diskussion der Daten und Diskussion der Methoden geteilt.¹

¹Nicht bei jedem Diskussionspunkt kann eine eindeutige Zuordnung in einen der beiden Teile erfolgen,

6.1.1 Diskussion der Daten

Datenfehler und Messungenauigkeiten

In der empirischen Anwendung wurden anhand von drei Datensätzen Paretoverbesserungspotenziale berechnet. Zwei der drei Datensätze betrachten den Gesamtbetrieb, ein Datensatz beinhaltet unterschiedliche Bewirtschaftungsverfahren. Da in der deterministischen DEA Ausreißer zu Verzerrungen der Effizienzwerte der betrachteten DMU, aber auch der übrigen DMUs führen können, ist es sehr wichtig, dass möglichst keine Datenfehler oder Messungenauigkeiten vorliegen. Beim Luxemburger Datensatz können solche Datenfehler oder Messungenauigkeiten nicht ausgeschlossen werden. Bei den beiden anderen Datensätzen ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens solcher Datenfehler reduziert, weil zum einen die KUL-Daten einer Plausibilitätskontrolle der VDLUFA unterzogen wurden und es sich zum anderen bei den Daten des Grünlandbewirtschaftungsversuchs um Durchschnittsdaten mehrerer Jahre handelt, wodurch mögliche Witterungseinflüsse und andere Ursachen abgemildert werden. Eine Durchschnittsbetrachtung hat jedoch den Nachteil, dass Informationen über technischen Fortschritt nicht ermittelt werden können. Da es sich beim verwendeten Datensatz um eine Versuchsanlage handelt, die in jedem Jahr gleich ist, wird kein technischer Fortschritt realisiert. In Gesamtbetriebsuntersuchungen wird hingegen im Betriebsablauf fortlaufend technischer Fortschritt realisiert, somit sind Durchschnittsbetrachtungen dort nicht geeignet. Sind jedoch die Jahreseinflüsse wesentlich größer als der technische Fortschritt, wäre auch hier eine Durchschnittsbetrachtung vorzuziehen.

Beeinflussung der Ergebnisse durch Ausreißer

Im Folgenden soll die Frage beantwortet werden, ob tatsächlich so genannte Ausreißer in den Daten aufgetreten sind. Da in der SFA die stochastischen Einflüsse berücksichtigt werden, gilt die Untersuchung in erster Linie der DEA.

Insbesondere unter der Annahme konstanter Skalenerträge beeinflussen Ausreißer die Effizienzwerte der anderen DMUs. So hat z.B. TYTECA (1997) Ausreißer in seiner Untersuchung identifiziert. Potenzielle Ausreißer können durch die Berechnung der Supereffizienz identifiziert werden. Zusätzlich kann durch den Malmquistindex ermittelt werden, ob einzelne Betriebe starke jährliche Schwankungen aufzeigen. Vor allem ein verhältnismäßig hoher Frontiershift deutet auf die Existenz von Ausreißern hin. Im Beispiel der

deshalb wird es dem Teil, den es überwiegend betrifft, zugeordnet.

Luxemburger Betriebe kann in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse ein solcher Ausreißer im Jahr 1996 gefunden werden. Dieser Betrieb wird jedoch nicht aus dem Datensatz entfernt. Dies wird zum einen damit begründet, dass das Jahr 1996 aufgrund der eingeschränkten Daten nicht Grundlage für die Umwelteffizienzanalysen der unterschiedlichen Ansätze ist, sondern nur in der reinen Umwelteffizienzanalyse als weiteres Jahr analysiert wird. Zum anderen beeinflusst der Betrieb die Effizienzwerte unter variablen Skalenerträgen kaum. Dennoch soll erläutert werden, weshalb der Betrieb als Ausreißer identifiziert wird.

Der angesprochene Betrieb (851) ist unter konstanten Skalenerträgen der einzige effiziente Betrieb im Jahr 1996 und weist einen sehr hohen Supereffizienzwert von 3,93 aus. Er beeinflusst durch seine herausragende Stellung die relativ zu ihm ermittelten Effizienzwerte der anderen Betriebe maßgeblich. Da der gleiche Betrieb auch im Folgejahr effizient ist, kommt er unter normaler Effizienzermittlung zu keiner Veränderung seines Effizienzwertes (Efficiency Change von 1,0). Der Frontier Shift liegt jedoch nur bei 0,38, wodurch auch der Malmquistindex für diesen Betrieb nur bei 0,38 liegt. Der Betrieb hat demnach nur ca. ein Drittel seiner Produktivität des Vorjahres erzielt. Auch im Jahr 1997 ist dieser Betrieb derjenige mit der höchsten Supereffizienz, mit dann jedoch nur noch 1,26. Sein Produktionspunkt liegt somit um 26% oberhalb der Frontier, die ohne ihn ermittelt worden wäre. Doch nicht nur sein eigener Malmquistindex ist auffällig, sondern vielmehr die durchschnittlich über alle Betriebe erhobenen Efficiency Change von 1,98 und Frontier Shift von 0,52 verdeutlichen die großen Schwankungen. Auch über den gesamten Fünfjahreszeitraum liegt der Efficiency Change bei 1,99 und der Frontier Shift bei 0,56. Um den Einfluss des möglichen Ausreißers des Jahres 1996 auszublenden, wurde die Berechnung des Malmquistindexes von 1997 bis 2000 durchgeführt. In diesem Fall liegt der Efficiency Change bei 1,01 und der Frontiershift bei 1,07.

Diese Werte bestätigen die Vermutung, dass die Effizienzwerte des Jahres 1996 und damit auch die Malmquistvergleiche stark vom Ausreißer geprägt sind. Die Änderungen in den Folgejahren sind nur sehr gering. Zwar tauchen bei einzelnen DMUs große Änderungen auf, über alle Betriebe gesehen verhält sich die Produktivität jedoch recht gleichmäßig mit einer leichten Steigerung, die alle Betriebe betrifft. Letzteres kann aus einem kaum von Eins abweichenden Efficiency Change geschlossen werden. Im Durchschnitt realisieren also alle Betriebe den technischen Fortschritt gleichermaßen.

Die auffällig großen Schwankungen in der Veränderung der Effizienzwerte und in der Frontierschiebung, die im Ganzen betrachtet nur geringe Änderungen im Malmquist-

index verursachen, lassen somit vermuten, dass der Betrieb 851 im Jahr 1996 ein Ausreißer ist.

Unter variablen Skalenerträgen beeinflusst der Betrieb die Effizienzwerte der anderen Betriebe nur wenig. Ohne diesen Betrieb läge der Effizienzwert im Mittel der übrigen Betriebe bei 0,706, gegenüber 0,654, wenn der Betrieb mit einbezogen wird.² Die Auffälligkeiten treten nur im Jahr 1996 auf.

Es gibt keine festgelegten Maßstäbe zur Identifizierung von Ausreißern. Mit der Berechnung der Supereffizienz können Betriebe identifiziert werden, die den anderen Betrieben im Vergleich deutlich überlegen sind. Der Malmquistindex zeigt darüber hinaus, ob diese Betriebe auch in den anderen Jahren ähnlich überlegen sind. Mehr Informationen kann die Effizienzanalyse nicht liefern. Dann liegt es im Ermessen des Anwenders, zu entscheiden, ob diese Betriebe sich so stark von den anderen unterscheiden, dass sie besser aus dem Vergleich genommen werden sollten.

Input-/Outputorientierte Modelle

Grundsätzlich muss geklärt werden, ob die Aussagen, die sich aus den Ergebnissen der Effizienzanalyse ergeben, ausschließlich zur Messung der möglichen Paretoverbesserungen verwendet werden oder ob auch Beratungsempfehlungen daraus abgeleitet werden sollen. Werden Aussagen hinsichtlich der Paretoverbesserungspotenziale getroffen, sind die Modelle zielführend. Sollen aufgrund inputorientierter Berechnungen Beratungsempfehlungen gegeben werden, taucht das Problem auf, dass fixe Faktoren, wie Arbeit, Land und Kapital nur langfristig verändert werden können, also kurzfristig fix sind und die berechneten Inputeinsparungen daher nicht vorgenommen werden können. Ein Ausweg aus dieser Problematik liegt in der outputorientierten Betrachtung, denn in dieser würden die Inputs als konstant betrachtet werden, während die Outputsteigerungspotenziale ermittelt werden. Doch auch die in outputorientierter Modellierung getroffene Maßgabe, die Outputs um das berechnete Outputsteigerungspotenzial auszudehnen, ist nur schwer zu erfüllen. Insbesondere Milchviehbetrieben sind durch die Milchquoten Grenzen in der Outputmenge gesetzt. Nur der Kauf von Quote oder die Erschließung anderer Betriebszweige ermöglicht den Betrieben eine Erhöhung ihrer Outputs. Analog dazu können in Marktfruchtbetrieben Lieferrechte für Zuckerrüben die Höhe des Betriebsertrags begrenzen. Es könnte daher ein inputorientiertes Modell mit nicht kontrollierbaren Variablen

²Unter konstanten Skalenerträgen hätte der Betrieb aus dem Vergleich entfernt werden müssen, weil die Effizienzwerte mit dem Betrieb im Mittel bei 0,260 und ohne den Betrieb bei 0,406 liegen, also ohne ihn gut 50% höher wären.

(siehe Abschnitt 2.2.2.3) für die quasi-fixen Faktoren angenommen werden. Doch GUBI (2006) zeigt für die von ihm durchgeführte Effizienzanalyse von ökologischen Betrieben, dass die Unterschiede zwischen den Effizienzwerten der Modelle mit und ohne nicht-kontrollierbare Variablen vernachlässigbar gering sind. Daher wird auch in dieser Studie auf eine solche Modellierung verzichtet.

Bezogen auf die Umwelteffizienzanalyse tauchen weitere Interpretationsschwierigkeiten hinsichtlich der Wahl der Orientierung auf. Wenn nämlich eine Umwelteffizienzanalyse ohne (zusätzliche) erwünschte Umweltwirkungen betrachtet wird, sind outputorientierte Modelle kritisch zu betrachten, weil outputorientierte Modelle die mögliche Outputsteigerung bei gegebenem Niveau der Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen untersuchen. Dieses kann in bestimmten Fällen zu Beratungsempfehlungen führen, die gesellschaftlich unerwünscht sind, wie im Folgenden Beispiel verdeutlicht wird. Wird ein ineffizienter Betrieb betrachtet, der die eigentumsrechtlichen Grenzen für unerwünschte Umweltwirkungen überschritten hat, ergibt sich für diesen Betrieb ein Referenzpunkt, der zwar auf der Frontier liegt (vermutlich im Bereich abnehmender Skalenerträge), aber ebenso wie der jetzige Produktionspunkt sehr hohe unerwünschte Umweltwirkungen verursacht. Somit wird dem Betrieb empfohlen, sich an einem Referenzpunkt zu orientieren, der immer noch außerhalb des gesellschaftlich erwünschten Bereichs liegt. Bei inputorientierten Modellen werden hingegen Referenzpunkte gesucht, die in einem Bereich niedrigerer Umweltwirkungen zu finden sind. Effizienzwerte sind in ihrer Höhe gleich zu interpretieren. Ein Effizienzwert von 0,5 bedeutet in inputorientierter Betrachtung, dass der beobachtete Betrieb seine Inputs bei Konstanthaltung der Outputs halbieren müsste, um effizient zu sein und in outputorientierter Betrachtung, dass er seine Outputs bei konstanten Inputs verdoppeln müsste, um effizient zu sein. Wenn Bedenken bezüglich der Referenzpunkte bestehen, kann dementsprechend eine der beiden Orientierungen gewählt werden.³ Aus genannten Gründen ist eine Inputorientierung in der Umwelteffizienzanalyse vorzuziehen. Wirtschaften alle Betriebe im tolerierbaren Bereich der unerwünschten Umweltwirkungen, kann keine entsprechende Aussage getroffen werden.

Die genannten Argumente sprechen somit für eine inputorientierte Betrachtung und decken sich für die betrachteten Datensätze auch mit der generellen Empfehlung, die

³Eine weitere Möglichkeit besteht in der Modellierung der hyperbolischen DEA bzw. der Directional Distance Function, die einen Mittelweg bilden, indem sie sowohl input- als auch outputorientiert betrachten.

Wahl der Orientierung nach der Mehrzahl der Netputs zu treffen (ALLEN, 2002).

Da in der empirischen Analyse Betriebe analysiert wurden, die bspw. Stickstoffsalden in einer Größenordnung verursachen, die oberhalb der Grenzwerte liegen, war eine inputorientierte Betrachtung einer outputorientierten Betrachtung vorzuziehen.

Risiko

Die inputorientierten Effizienzwerte decken Ineffizienzen im Einsatz der Inputs auf, die jedoch von Betrieben zum Teil bewusst in Kauf genommen werden, wenn sie mit einer Risikoreduktion einhergehen. So kommen BABCOCK und HENNESSY (1996) zu dem Ergebnis, dass Stickstoff ein risikosenkender Produktionsfaktor ist, denn die Wahrscheinlichkeit absolut niedriger Erträge sinkt mit der Stickstoffeinsatzmenge. Ein Landwirt entscheidet sich für eine Steigerung des Inputeinsatzes solange der Erwartungswert des Wertgrenzprodukts größer oder gleich dem Faktorpreis ist. Da einige dieser Inputs potenziell umweltschädigend sind, trifft dies indirekt auch auf die verursachten unerwünschten Umweltwirkungen zu. Verstärkt tritt der Effekt sogar dann auf, wenn die unerwünschten Umweltwirkungen durch Einsatz eines potenziell umweltschädigenden Inputs überproportional steigen. Die Inputeinsparpotenziale werden somit aus Sicht der Nutzenmaximierung überschätzt. Um diesem entgegen zu wirken, müssten in der Effizienzanalyse Modelle entwickelt werden, die Risiko berücksichtigen. Wegen des verstärkten Effekts bei den unerwünschten Umweltwirkungen wäre dies insbesondere für die Umwelteffizienzanalyse wünschenswert.

Auswahl der Variablen

ALLEN (2002) stellt Anforderungen an die Auswahl der Variablen. Demnach sollten die Umweltvariablen so ausgewählt werden, dass sie die Umweltwirkungen möglichst gut abbilden. Dementsprechend sind die in der Untersuchung der Grünlandbewirtschaftungssysteme mittels Saugkerzen exakt bestimmten Nitratauswaschungen der Abschätzung durch den Stickstoffsaldo, die in den beiden Gesamtbetriebsbetrachtungen verwendet wurde, vorzuziehen.

Ebenso ist darauf zu achten, dass die Proportionalität gewahrt bleibt, so dass bspw. eine Verdopplung des Wertes der Variable auch eine Verdopplung der davon ausgehenden Wirkung nach sich zieht. Die Proportionalität wird in der äquiproportionalen Effizienzmessung, zu der die DEA zu zählen ist, vorausgesetzt (siehe z.B. ALLEN, 2002). Daher sollte jeder verwendete Input und Output hinsichtlich dieser Eigenschaft überprüft werden. Für die traditionellen Inputs sollte problemlos angenommen werden können, dass

eine Erhöhung des Wertes um einen bestimmten Prozentsatz als eine dementsprechende prozentuale Erhöhung der Kosten interpretiert werden kann. Die in monetären Einheiten ermittelten Inputs drücken ohnehin Kosten aus. Aber auch bezüglich der Arbeit und der Fläche kann angenommen werden, dass die Verdopplung des Einsatzes auch mit einer Verdopplung der Kosten für diese Inputs gleichzusetzen ist. Bei den Salden ist nicht eindeutig klar, ob eine Verdopplung des Wertes auch zu einer Verdopplung der Kosten führen muss, weil auch über- oder unterproportionale Kostensteigerungen für die Gesellschaft resultieren können. Vereinfachend soll in dieser Arbeit jedoch die Annahme getroffen werden. Auch auf Seiten der Outputs muss diese Bedingung erfüllt sein. Hier gilt ebenfalls, dass die in monetären Einheiten erfassten Outputs diese Bedingung erfüllen und auch für den Energieoutput kann die Annahme getroffen werden. Beim Kulturartendiversitätsindex ist jedoch unklar, ob eine Verdopplung des Indexes auch als doppelt so hohe Umweltleistung zu werten ist. Rechnerisch verdoppelt sich der Index, wenn doppelt so viele Kulturarten auf dann jeweils halbierten Flächenanteilen angebaut werden. Somit wird angenommen, dass auch bezüglich des Kulturartendiversitätsindex die Annahme der Proportionalität erfüllt wird.

Doch nicht nur die Auswahl der Variable ist entscheidend, sondern auch die Bezugseinheit. Diese sollte problemorientiert ausgewählt werden. Gegenüber einer Berücksichtigung der Daten pro Hektar hat die Gesamtbetriebsbetrachtung den Vorteil, dass aufgrund der errechneten Skaleneffizienzen Aussagen bezüglich der optimalen Betriebsgröße gegeben werden können. Bei Hektardaten wären diese Aussagen nicht möglich, stattdessen würden Aussagen hinsichtlich einer optimalen Intensität pro Hektar gegeben werden können. Somit stellt die Berücksichtigung von Hektardaten für die Versuchsflächen die geeignete Bezugseinheit dar, weil Aussagen hinsichtlich der Intensität getroffen werden sollen.

Datenaggregation

Die DEA reagiert sensibel bezüglich des Aggregationsgrades, denn wenn mehrere Variablen zusammengefasst werden, verändern sich die Effizienzwerte mitunter deutlich. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die minimalen proportionalen Reduktionen aller Inputs betrachtet werden. Werden z.B. zwei Inputs zusammengefasst, von denen einer relativ effizient und einer relativ ineffizient verwendet wird, fällt der Effizienzwert der betrachteten DMU von einem hohen auf ein mittleres Niveau.⁴ Im Bezug

⁴Dieses trifft nur dann zu, wenn alle weiteren Inputs ebenfalls relativ ineffizient verwendet werden.

auf Umweltkennzahlen kann die von ALLEN (2002) vorgeschlagene Aggregation über Umweltwirkungen vorgenommen werden. Sind Umrechnungsfaktoren bekannt, wie bei der Treibhausgasemission, können die einzelnen Ursachen ohne weiteres aufaddiert werden. Dadurch kann die Anzahl der Variablen ohne Verlust von Informationen reduziert werden. Diese Maßnahme erhöht die Effizienzunterschiede und damit die Differenzierungsmöglichkeiten zwischen den Betrieben gegenüber der erweiterten Effizienzanalyse. In den vorliegenden Datensätzen standen jedoch außer den CO₂-Emissionen keine weiteren Daten über Treibhausgase zur Verfügung.

Um eine Datenaggregation handelt es sich im weitesten Sinne auch bei der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse. Während die erweiterte Umwelteffizienzanalyse die einzelnen (auch bereits aggregierten) Kostenblöcke proportionale Inputs und sonstige Inputs separat betrachtet, werden sie bei der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse zusammengefasst und vom Output abgezogen. Auch hier kann argumentiert werden, dass keine Informationen verloren gehen, weil die Aggregationsgewichte zwischen den Variablen aufgrund der Preise bekannt sind.⁵

6.1.2 Diskussion der Methoden

Zielkonflikt

Generell gilt in der Umwelteffizienzmessung, dass Betriebe nicht vorrangig das Ziel verfolgen, möglichst effizient zu den Umweltzielen beizutragen. Dies wird offensichtlich, wenn die Ergebnisse der traditionellen Effizienzanalyse mit der wertschöpfungsorientierten und der stofflichen Umwelteffizienzanalyse verglichen werden.⁶ Ein von der FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS (2002) angesprochenes Beispiel, das im Folgenden wiedergegeben wird, verdeutlicht den Zielkonflikt. Wenn ein Betrieb entfernt gelegene Flächen besitzt, wird er dazu tendieren, diese ausschließlich mit mineralischen Düngemitteln zu versorgen, während er seine gesamten organischen Düngemittel auf nahe gelegene Flächen ausbringt, um seine Transportkosten gering zu halten. Dies führt in der Regel zu erhöhten Nährstoffüberschüssen auf den hofnahen Flächen, aber auch im

⁵Die erweiterte und wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse unterscheiden sich darüber hinaus, da die Arbeit und die Landwirtschaftliche Nutzfläche nicht in die wertschöpfungsorientierte Analyse eingehen.

⁶Ein kleiner Anteil der Ineffizienz in den Ansätzen der wertschöpfungsorientierten und stofflichen Umwelteffizienzanalyse mag darauf zurückgeführt werden können, dass ein Input weniger, also nur drei Inputs statt der vier Inputs in der traditionellen Effizienzanalyse betrachtet werden.

Durchschnitt aller Flächen.

Insbesondere in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse, in der der Output in Form der produzierten Energie gemessen wird, sind die Betriebe nicht primär an der Maximierung dieses Outputs interessiert, sondern versuchen ihr Einkommen zu maximieren, indem sie Pflanzen anbauen oder Tiere halten (und ihre komparativen Vorteile ausnutzen). Ähnlich kann die Nichtberücksichtigung der Subventionen gewertet werden, weil auch die Subventionen in die Produktionsentscheidungen des Landwirts eingehen. Dennoch liegen die Umweltwirkungen in manchen Betrieben auf einem Niveau, das durchaus Reduzierungen zulässt, ohne auf Output verzichten zu müssen. Auch ökonomisch sind laut FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS (2002) Verbesserungen möglich, wenn die Düngung und damit die Überschüsse reduziert werden.

Input-/Outputproblem

Die entscheidende Frage im vierten Kapitel lautete, ob unerwünschte Umweltwirkungen als Inputs oder als Outputs modelliert werden sollen. Zwei Lösungsmöglichkeiten werden in der Literatur verfolgt. Zum einen eine Berücksichtigung der unerwünschten Umweltwirkungen als frei verschwendbare Inputs und zum anderen eine Berücksichtigung der unerwünschten Umweltwirkungen als schwach verschwendbare Outputs.

FÄRE und GROSSKOPF (2003) behaupten zwar, sie würden im Gegensatz zu HAILU und VEEMAN (2001) die unerwünschten Umweltwirkungen wie Outputs modellieren, die von ihnen gewählte Modellierung in Form der Directional Distance Function unter der Annahme schwacher Verschwendbarkeit unterscheidet sich jedoch keineswegs von einer Modellierung der unerwünschten Umweltwirkungen als Inputs. Die Modellierung entspricht sogar eher der Modellierung eines Inputs wie im Folgenden gezeigt wird.

Wird eine Modellformulierung betrachtet, kann üblicherweise anhand der Vergleichsoperatoren entschieden werden, ob es sich bei einer verwendeten Variable um einen Input oder Output handelt. Durch die Modellierung der schwachen Verschwendbarkeit kann jedoch aufgrund des verwendeten Gleichheitszeichens keine eindeutige Einordnung vorgenommen werden. In diesem Fall entscheidet die Wahl zwischen Maximierung und Minimierung⁷ über die Beurteilung. Wird dieses Entscheidungskriterium verwendet, müsste die von FÄRE und GROSSKOPF (2003) verwendete Formulierung der unerwünschten Umweltwirkungen in der Directional Distance Function als Input angesehen werden. Das

⁷Solange θ und ϕ in ihrer normalen Formulierung ins Modell eingehen und nicht als Kehrwert betrachtet werden.

von FÄRE und GROSSKOPF (2003) genannte Argument, sie würden die unerwünschten Umweltwirkungen als Outputs betrachten, ist somit nicht zutreffend. Die Unterschiede zwischen den Modellierungen unter Annahme schwacher und freier Verschwendbarkeit liegen also nur in dieser unterstellten Annahme, nicht jedoch darin, dass einerseits outputorientiert und andererseits inputorientiert betrachtet wird, weil in beiden Modellen inputorientiert betrachtet wird.

Auswirkungen der schwachen/freien Verschwendbarkeit

Die Modelle unter Annahme der schwachen Verschwendbarkeit wurden aufgrund des möglichen Auftretens negativer Grenzerträge der Frontier kritisiert. Diese negativen Grenzerträge können in der empirischen Anwendung festgestellt werden. Der Betrieb 841 wird im Jahr 1999 in allen Modellen, die die schwache Verschwendbarkeit unterstellen, als effizient eingestuft, obwohl bei niedrigerem Output alle Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen des betrachteten Betriebes größer sind als vom Vergleichsbetrieb 919, der diesen somit auf allen Ebenen dominiert. Im Gegensatz dazu haben alle auf freier Verschwendbarkeit basierenden Modelle diesen Betrieb als ineffizient beurteilt und Paretoverbesserungsmöglichkeiten ausgewiesen. Es gibt keinen ersichtlichen Grund, weshalb dieser im Bereich negativer Grenzerträge der Frontier befindliche Betrieb als effizient gekennzeichnet werden sollte. Deshalb sollte die Annahme schwacher Verschwendbarkeit nicht unterstellt werden.

Ausweg aus der Saldenproblematik

In Abschnitt 4.2 wurde angesprochen, dass methodische Probleme entstehen können, wenn Agrarumweltwirkungen in Form von Salden erfasst werden.

Der Ausweg aus der Saldenproblematik bestand darin, die Beträge der Werte zu bilden und niedrige Werte auf eine Untergrenze heraufzusetzen. Hier wurde sich die Eigenschaft zunutze gemacht, dass ähnlich hohe Umweltbelastungen auftreten, wenn der Saldo über- oder unterschritten wird. Diese Vorgehensweise ist nicht prinzipiell auf alle Salden übertragbar und stellt somit einen Sonderfall dar. Würden von negativen Salden keine Wirkungen ausgehen, könnte jedoch trotzdem eine Untergrenze eingeführt werden, auf deren Höhe alle Werte unterhalb dieser Grenze, inklusive aller stark negativen Werte, heraufgesetzt werden. Durch die Einführung der Untergrenzen werden implizit die maximal möglichen Targets gesetzt.

Im Luxemburger Datensatz über viehhaltende Betriebe wurde die Untergrenze des Stickstoffsaldos im gesamten Beobachtungszeitraum nur einmal im Jahr 1996 unterschritten.

Somit war die Einführung einer Untergrenze nur einmal erforderlich. Selbst bei dem Wert im Jahr 1996 handelt es sich um einen Saldo, der nur geringfügig unterhalb der Untergrenze liegt. Es hätten sich deshalb nur geringe Änderungen ergeben, wenn die Untergrenze nicht eingeführt worden wäre. Da der N-Saldo in viehhaltenden Betrieben in der Regel oberhalb eines Saldos von +20 kg N/ha liegt, könnte in Vergleichen dieser Betriebe vermutlich oftmals auf die Einführung einer Untergrenze verzichtet werden. Bezüglich des P-Saldos waren sowohl Betriebe im Datensatz enthalten, die sehr geringe Werte aufwiesen als auch im negativen Wertebereich lagen. In beiden Beobachtungsjahren lag der P-Saldo von neun Betrieben im negativen Wertebereich und bei acht bzw. neun Betrieben unterhalb der Untergrenze. In der Studie von REINHARD ET AL. (2000), in der niederländische Milchviehbetriebe analysiert wurden, traten ebenfalls beim P-Saldo einige wenige Betriebe mit negativen Salden auf. Statt die Absolutwerte zu bilden, entfernten sie diese Betriebe aus dem Datensatz. Da in den Niederlanden hohe Viehdichten vorliegen, bewirtschafteten vermutlich auch die beobachteten Betriebe ihre Flächen intensiver als die in dieser Studie analysierten Betriebe in Luxemburg. Dementsprechend höher ist in den Betrieben der P-Saldo.

Bei den Marktfruchtbetrieben des KUL-Datensatzes wurde in zwölf Fällen der N-Saldo und in elf Fällen der P-Saldo heraufgesetzt. Außerdem unterschritten 35 der 51 Betriebe einen Saldo von -5 kg P₂O₅/ha. Es trat somit häufiger eine Unterversorgung als eine Überversorgung mit Phosphor auf. Ohne die Einführung einer Untergrenze und die Umrechnung der negativen Salden in den positiven Wertebereich wäre bei dieser Untersuchung keine aussagefähige Effizienzanalyse möglich gewesen.

Betriebe, die die Untergrenze unterschreiten, deren Werte somit hochgesetzt werden, sind bis auf wenige Ausnahmen effizient. Sie werden i.d.R. durch die Einführung der Untergrenze nicht benachteiligt. Da sich die Untergrenzen der Salden in einem geringen Wertebereich befinden und bereits geringe absolute Änderungen große proportionale Änderungen bedeuten, werden den unerwünschten Umweltwirkungen, die in Form von Salden ermittelt werden, relativ geringe Gewichtungsfaktoren zugeteilt. Dies sollte bei der Interpretation der Gewichtungsfaktoren berücksichtigt werden.

Welchen Einfluss die Untergrenze auf die Gewichtungsfaktoren und auf die Effizienzwerte hat, wird deutlich, wenn die Untergrenze verschoben wird. Wird bspw. die Untergrenze für den Phosphorsaldo von 5 kg P₂O₅/ha auf 5 kg P/ha hochgesetzt⁸, verändern sich

⁸Zur Umrechnung von P₂O₅ in Rein-Phosphor muss der Wert durch 2,29 dividiert werden.

die Gewichtungsfaktoren für die unerwünschte Umweltwirkung P-Saldo deutlich. Dieses kann anhand der KUL-Untersuchung gezeigt werden. Statt vorher sechs Betriebe liegen nun elf Betriebe unterhalb der Untergrenze. Die relative Gewichtung des P-Saldos steigt im Modell mit nur einem Output von 0,195 auf 0,323. Diese Steigerung geht zu Lasten der relativen Gewichtung des Energieinputs, der von 0,591 auf 0,461 fällt. Die Effizienzwerte verändern sich nur wenig. Sie steigen nur um zwei Prozentpunkte im Durchschnitt. Theoretisch ist vorstellbar, dass eine Untergrenze eingeführt wird, die so hoch ist, dass alle Betriebe unterhalb der Untergrenze liegen.

Die Gewichtungsfaktoren sollten aus genannten Gründen für die Salden mit Vorsicht betrachtet werden, weil sie durch die Untergrenzen in ihrer Höhe beeinflusst werden. In Datensätzen viehhaltender Betriebe sind weniger Datenanpassungen erforderlich als in Datensätzen von Marktfruchtbetrieben. Somit hat die Einführung von Untergrenzen mehr Einfluss auf die Untersuchungen von Marktfruchtbetrieben.

6.2 Bewertung der Ansätze

Nachdem sich die bisher angesprochenen Diskussionspunkte auf die verwendeten Daten und Modelle bezogen haben, werden im vorliegenden Abschnitt die vier Ansätze der Effizienzanalyse diskutiert. Die traditionelle Effizienzanalyse betrachtet die Paretoverbesserungen ausschließlich aus betrieblicher Sicht, die erweiterte und wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse betrachten die Paretoverbesserungspotenziale sowohl aus betrieblicher als auch aus gesellschaftlicher Sicht und unterscheiden sich durch die zu Grunde liegenden Normen. Die stoffliche Umwelteffizienzanalyse betrachtet die Paretoverbesserungspotenziale nur aus gesellschaftlicher Sicht.

In der Umwelteffizienzanalyse konnten zum Teil erhebliche Einsparpotenziale in der Verursachung unerwünschter Umweltwirkungen aufgezeigt werden. Der Anreiz, die Umweltbelastung zu reduzieren, ist aus ökonomischer Sicht nur gering, denn im Durchschnitt der Betriebe macht laut *FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS* (2002) der Düngemittleinkauf nur 2% der Gesamtkosten aus, während bspw. der N-Zukauf in der Nährstoffbilanz zu 62% zum betrieblichen N-Input beiträgt.

6.2.1 Traditionelle Effizienzanalyse

Die traditionelle Effizienzanalyse erfasst nur die betrieblichen Inputs und Outputs und lässt die Umweltwirkungen unberücksichtigt. Die traditionelle Effizienzanalyse sollte deshalb nur dann eingesetzt werden, wenn Produktionsprozesse betrachtet werden, die nur geringe Umweltwirkungen verursachen. Da die Landwirtschaft in enger Beziehung mit der Umwelt steht, eignen sich die traditionelle Effizienzanalyse somit kaum für landwirtschaftliche Produktionsprozesse. Es wird daher empfohlen, bei Auftreten von Umweltwirkungen, positiver wie negativer Art, eine Umwelteffizienzanalyse durchzuführen.

Nur in dem speziellen Fall, in dem zwar Umweltwirkungen auftreten, diese jedoch vollständig ökonomisch bewertet werden, kann es ebenfalls genügen, eine traditionelle Effizienzanalyse durchzuführen. Dieses setzt voraus, dass die Umweltwirkungen beispielsweise in Form von Emissionsrechten als Kosten oder Leistungen in die Entscheidungen des Unternehmers eingehen.

6.2.2 Erweiterte Effizienzanalyse

Die erweiterte Effizienzanalyse erfasst im Gegensatz zur traditionellen Effizienzanalyse und stofflichen Umwelteffizienzanalyse sowohl betrieblich als auch gesellschaftlich relevante Inputs und Outputs, jedoch treten bei der Durchführung andere Probleme auf, die im Folgenden diskutiert werden.

6.2.2.1 Erweiterte Effizienzanalyse mit der SFA

In der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA werden negative Produktionselastizitäten beim Phosphorsaldo ermittelt. Es stellt sich die Frage, welche Ursachen zum Auftreten einer negativen Produktionselastizität führen können.

Eine Ursache könnte in der Annahme liegen, positive wie negative Salden als Umweltwirkungen in gleicher Höhe zu kennzeichnen. Da aber auch REINHARD ET AL. (2000) negative Produktionselastizitäten des Inputs Phosphorsaldo beobachten und keine entsprechende Datenanpassung durchführen, weil in ihrer Untersuchung nur wenige Betriebe negative Salden aufweisen, kann diese Annahme nicht die alleinige Ursache für das Auftreten einer negativen Produktionselastizität des Phosphorsaldos sein.

Das Beratungsprojekt in Luxemburg (siehe FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS, 2002) zeigt für das Jahr 2000 für die 25 Betriebe mit hohem Gewinn

je eigene AK einen niedrigeren N-Saldo und P-Saldo pro ha und auch eine positivere Energiebilanz. Erfolgreiche Betriebe wirtschaften somit auch umweltfreundlicher. Die FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS (2002) schließt daraus vor allem auf einen Verbesserungsbedarf des Managements. Diese Erkenntnisse deuten auf negative Grenzerträge der Durchschnittsfunktion hin, wenn der Gewinn je AK in Abhängigkeit der Nährstoffüberschüsse betrachtet wird.

Hauptursache für das Auftreten negativer Produktionselastizitäten des Phosphorsaldos ist vermutlich die Kopplung des Phosphors im Futter und damit auch in der Gülle. Daher ist zu erwarten, dass negative Produktionselastizitäten des Phosphorsaldos nur in Betrieben mit Viehhaltung auftreten. Gegenüber mineralischen Düngern tritt bei Gülle vor allem das Problem auf, dass sie zum einen in Höhe des gesamten Gülleanfalls ausgebracht werden muss und zum anderen nicht so gezielt ausgebracht werden kann, wie es der Nährstoffbedarf der Pflanzen erfordert. Darüberhinaus ist nicht nur die Zusammensetzung der einzelnen Nährstoffe nicht auf den Pflanzenbedarf ausgerichtet, sondern auch die Bindungsformen, in der die Nährstoffe vorliegen, entsprechen nicht den Anforderungen der Pflanzen. Organische Düngemittel setzen sich nämlich in der Regel aus einem Gemisch langsam und schnell verfügbarer Bindungsformen zusammen. Bei Mineraldüngern können hingegen sowohl die Zusammensetzung der Nährstoffe als auch die Bindungsformen innerhalb der Nährstoffe gewählt werden. Marktfruchtbetriebe, die gar keine Gülle oder nur geringe Mengen Gülle auf ihre Flächen ausbringen, können deshalb gezielter düngen. Dieses betrifft alle Nährstoffe, gilt also sowohl für den Phosphor als auch für den Stickstoff. Zusätzlich ist zu beachten, dass mineralische Düngemittel in ihrer Ausbringung keine so hohen Transport- und Ausbringungskapazitäten erfordern wie organische Düngemittel und ihre Ausbringung nicht so witterungsabhängig ist. Im Fall des in der Gülle enthaltenen Stickstoffs kommt noch hinzu, dass Emissionen bereits während der Lagerung und unmittelbar nach Ausbringung auftreten. Mineralische Dünger können somit wesentlich effizienter eingesetzt werden.

Aufgrund des im Futter enthaltenen Stickstoffs, Phosphors und Energie und der Feststellung, dass organische und mineralische Düngemittel unterschiedliche Wirkungsgrade haben, kann nicht pauschal entschieden werden, ob höhere Nährstoffsalden zur Gewinnmaximierung führen. Deshalb können in Bereichen der Frontier negative Grenzerträge beobachtet werden. Insbesondere die Tatsache, dass die Düngung nach dem für das Pflanzenwachstum in der Regel wichtigeren Input Stickstoff ausgerichtet wird, kann negative Produktionselastizitäten des Phosphorsaldos erklären.

An dieser Stelle soll ebenfalls auf die in Kapitel 4 angesprochene Vermutung eingegangen werden, dass die unerwünschten Umweltwirkungen entsprechend der Höhe ihrer Elastizitäten Einfluss auf die Höhe des Umwelteffizienzwertes nehmen. Dieser Kritikpunkt wird bei der hier durchgeführten empirischen Anwendung deutlich, denn Betriebe, die verhältnismäßig viel Energie einsetzen, erhalten dadurch geringere Umwelteffizienzwerte als Betriebe, die Überschreitungen im N-Saldo oder P-Saldo haben.

6.2.2.2 Erweiterte Effizienzanalyse mit der DEA

Da durch Hinzunahme weiterer Variablen die Effizienzwerte in der DEA zwangsläufig steigen, können aus dem Vergleich der traditionellen Effizienzanalyse mit der erweiterten Effizienzanalyse keine direkten Schlüsse aus der Höhe der Effizienzwerte beider Untersuchungen gezogen werden. Die erweiterte Effizienzanalyse mit der DEA ist nicht in der Lage, die Betriebe für zu hohe Umweltwirkungen zu diskriminieren, weil nur das maximal mögliche proportionale Reduktionspotenzial über alle Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen bestimmt wird.

Die Steigerung der Effizienzwerte führt ebenfalls dazu, dass die Effizienzanalyse zum Teil kaum noch in der Lage ist, Effizienzunterschiede zwischen den Betrieben aufzuzeigen. Wegen der hohen Anzahl von Variablen wäre es daher wünschenswert gewesen, über einen Datensatz mit einer größeren Anzahl von Beobachtungen zu verfügen.

Um dieses Problem zu reduzieren, sollte geprüft werden, ob nicht eine weitere Aggregation der Variablen vorgenommen werden kann. Wäre eine Aggregation auf die gleiche Anzahl der Variablen wie in der traditionellen Effizienzanalyse möglich, wären die Effizienzwerte in ihrer Höhe vergleichbarer. Im vorgestellten Datensatz ist jedoch keine sinnvolle Aggregation möglich – außer einer Aggregation der monetär bewertbaren Inputs und Outputs zur Wertschöpfung. Dieses käme der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse gleich.

6.2.3 Vergleich von SFA und DEA

Der Rangkorrelationskoeffizient zeigt Übereinstimmungen zwischen beiden Methoden. Der direkte Vergleich mittlerer Effizienzwerte ist nur wenig aussagekräftig, da die Effizienzwerte stark von der Anzahl der DMUs abhängen können. Des Weiteren können sich Unterschiede ergeben, wenn in der SFA Erklärungsvariablen ins Modell aufgenommen werden, da sie zu einer Erhöhung oder Verringerung der Effizienzwerte führen können.

Deshalb sollten in einem Vergleich der Effizienzwerte die Modelle ohne Erklärungsvariablen miteinander verglichen werden.

Wie in den Anaylser der Luxemburger Herdbuchbetriebe gezeigt werden konnte, stimmen die Effizienzwerte zwischen der erweiterten Effizienzanalyse mit der SFA und der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse mit der DEA mehr überein als die erweiterte Effizienzanalyse mit der SFA und der DEA. Dies betraf sowohl die Übereinstimmung der Ränge als auch die Übereinstimmung der Höhe der mittleren Effizienzwerte. Dieses Ergebnis überrascht weniger, wenn das methodische Vorgehen näher betrachtet wird. Die Gemeinsamkeiten der erweiterten Effizienzanalyse zwischen SFA und DEA ergeben sich in erster Linie aus Übereinstimmung der verwendeten Inputs und Outputs. In diesem Punkt weicht die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse mit der DEA von diesen beiden Modellen ab. Jedoch entspricht das Vorgehen in der SFA eher dem Vorgehen in der wertschöpfungsorientierten DEA. Dies wird deutlich, wenn die beiden Berechnungsschritte näher betrachtet werden. In der Umwelt-SFA wird zunächst outputorientiert die technische Effizienz bestimmt und dann inputorientiert die Reduktion der unerwünschten Umweltwirkungen betrachtet. In der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse wird zunächst aus den traditionellen Inputs und Outputs die Wertschöpfung der Betriebe berechnet, die dann als Outputvariable in die Analyse eingeht, in der die Reduktionspotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen betrachtet werden. Diese beiden Analyseschritte entsprechen einander mehr als das Vorgehen in der erweiterten DEA, in der simultan das Reduktionspotenzial aller Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen bei Konstanthaltung der Outputs gemessen wird.

In der Effizienzanalyse besteht eine grundlegende Bedingung in der Annahme der Technologiegleichheit der verglichenen Betriebe. Die aktuellen Entwicklungen auf dem Gebiet der Technologieeffizienzvergleiche mittels Metafrontier können verschiedene Technologien miteinander vergleichen. Doch auch hier sind Grenzen gegeben, denn abhängig von der Größe des Datensatzes können nur wenige verschiedene Technologien gewählt werden. Deshalb liegt auch dort eine wichtige Aufgabe in der Abgrenzung der verschiedenen Technologien. Es muss geklärt werden, wo die eine Technologie aufhört und wo die nächste Technologie beginnt. Werden Effizienzvergleiche ohne Technologieeffizienz durchgeführt, können Betriebe, die nicht die gleiche Technologie haben, aus dem Datensatz entfernt werden, das Problem ist also das gleiche, weil Grenzen festgelegt werden müssen. Vergleiche zwischen konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betrieben zeigen ganz deutlich ein Unterscheidungs- und damit auch Technologiemerkmal auf, das

als Grenze zwischen zwei Technologien gesetzt werden kann. Die Annahme der schwachen Verschwendbarkeit erlaubt zwar nicht zwischen Technologien zu trennen, jedoch vergleicht eine Effizienzanalyse unter dieser Annahme die beobachtete Vergleichseinheit nur mit ähnlich strukturierten Referenzeinheiten, auch wenn sich die Referenzeinheiten aus Konvexkombinationen mehrerer ähnlicher Benchmarks ergeben. Diese eingeschränkte Auswahl vergleichbarer Betriebe führt zu einer Inflation der Effizienzwerte.

Die Unterschiede in den signifikanten Erklärungsvariablen ergeben sich zum einen aus der unterschiedlichen Berechnung der Effizienzwerte und zum anderen aus den Unterschieden bei der Regression. Während bei der SFA ein einstufiges Modell gewählt wird, das simultan die effizienzbestimmenden Faktoren berechnet, wird bei der DEA ein zweistufiges Modell angewendet. Insbesondere der Einfluss der Betriebsgröße ist als Unterschied auffällig, da die SFA einen positiven Einfluss auf die Effizienz ermittelt und die DEA einen negativen Einfluss identifiziert. Dieses Phänomen ergibt sich eventuell aus der Tatsache, dass in der DEA unter der Annahme variabler Skalenerträge die Frontier stufenweise linear verläuft und dadurch Betriebe mit anderen Betrieben in vergleichbarer Größenordnung verglichen werden. Unter konstanten Skalenerträgen zeigt die Tobitregression im Jahr 2000 einen positiven Einfluss auf die traditionelle Effizienz. Dieses bestätigt die Vermutung, dass die Annahme variabler Skalenerträge ausschlaggebend dafür sein kann. Die SFA bietet den Vorteil, den Einfluss der Zeit auch in unbalancierten Panels bestimmen zu können. Die DEA benötigt hingegen zur Berechnung des Malmquistindex ein balanciertes Panel.

Ein wesentlicher Kritikpunkt der DEA liegt in der Betrachtung im besten Licht. So erhalten Betriebe, die in bestimmten Bereichen eine verhältnismäßig hohe Produktivität aufweisen, hohe Effizienzwerte, ohne dass ihnen ihre geringe Produktivität in anderen Bereichen angelastet wird. In Umweltverträglichkeitsprüfungssystemen sind jedoch gerade diese hohen Belastungen ausschlaggebend für eine negative Beurteilung der Betriebe. REINHARD ET AL. (2000) zeigen anhand der Rangkorrelation Ähnlichkeiten der Ergebnisse zwischen der DEA und SFA in der Umwelteffizienz. Als Stärken und Schwächen der SFA und DEA im Bezug zur Umwelteffizienz nennen sie die Argumente, die auch auf die allgemeinen Modelle ohne Umweltwirkungen zutreffen.

Die SFA hat den Vorteil, dass sie im Gegensatz zur DEA stochastische Effekte berücksichtigen kann. Sie hat jedoch den Nachteil, dass die Monotonieeigenschaft unter Einbeziehung des Phosphorsaldos im Stichprobenmittel verletzt wird.

In der empirischen Analyse hat sich gezeigt, dass die Effizienzwerte in der erweiterten

Effizienzanalyse mit der SFA sowohl in der Höhe als auch in der Rangfolge eher den Effizienzwerten der wertschöpfungsorientierten DEA entsprechen als den Effizienzwerten der erweiterten DEA.

6.2.4 Wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse

In der wertschöpfungsorientierten Umwelteffizienzanalyse wird die Wertschöpfung des Gesamtbetriebs in Form des Betriebseinkommens betrachtet. Alternativ hätte auch die Wertschöpfung pro AK bzw. pro ha betrachtet werden können. Allerdings wäre dann zu berücksichtigen gewesen, dass die Betriebe nicht mit Betrieben ähnlicher Betriebsgröße (gemessen in Wertschöpfung des Betriebes) verglichen worden wären, sondern mit Betrieben ähnlicher Wertschöpfung pro AK bzw. ähnlicher Wertschöpfung pro ha. Betriebsgrößeneffekte wären dann voll effizienzwirksam gewesen.

Die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse hat gegenüber der erweiterten Effizienzanalyse den Vorteil, dass die durchschnittlichen Effizienzwerte nicht so sehr durch die große Anzahl der traditionellen Inputs in die Höhe getrieben wird. Es kann somit auch in verhältnismäßig kleinen Datensätzen eine Differenzierung zwischen den DMUs vorgenommen werden. Dies trifft auch auf die stoffliche Umwelteffizienzanalyse zu.

6.2.5 Stoffliche Umwelteffizienzanalyse

Die stoffliche Umwelteffizienzanalyse betrachtet die Paretoverbesserungen in erster Linie aus gesellschaftlicher Sicht.

Ein entscheidender Kritikpunkt der stofflichen Umwelteffizienzanalyse liegt in der Festlegung des Outputs. Die Messung des Outputs in Form von Energie bevorteilt Betriebe, die Energiepflanzen produzieren und benachteiligt Betriebe mit Tierhaltung, weil diese ein wesentlich schlechteres Verhältnis aus produzierter zu eingesetzter Energie haben. Ebenso wird der Wert einer Pflanze auf sein Energielieferungsvermögen reduziert und andere Bestandteile der Pflanze, wie (hochwertige) Proteine oder Vitamine werden nicht mitbewertet. Ein Teil der Ineffizienz könnte deshalb auf Technologieunterschiede zurückzuführen sein. Die durchschnittliche Ineffizienz wird daher vermutlich überschätzt. Um diesem entgegen zu wirken, könnte bspw. die produzierte Proteinmenge als zweiter Output berücksichtigt werden. Hierzu lieferten die zur Verfügung stehenden Datensätze jedoch keine ausreichende Datenbasis.

Aber nicht nur die Reduktion des Outputs auf einen oder mehrere seiner Bestandteile

ist kritisch zu betrachten, sondern vor allem dass keine ökonomische Bewertung vorgenommen wird. Die stoffliche Umwelteffizienzanalyse ist somit nur geeignet, um aus ökologischer Sicht die gesellschaftlichen Paretoverbesserungspotenziale zu bestimmen. Die betrieblichen Kosten bleiben unberücksichtigt. Somit sollte die stoffliche Umwelteffizienzanalyse wie auch die traditionelle Effizienzanalyse nur eine zusätzliche Analyse darstellen, bzw. nur bei einer beschränkten Datenverfügbarkeit eingesetzt werden. Ein weiterer Einsatzbereich könnte in Umwelteffizienzanalysen öffentlicher Sektoren liegen.

6.3 Forschungsbedarf und Ausblick

In diesem Abschnitt wird analysiert, in welchem Bereich künftige Forschungsarbeiten auf den Erkenntnissen der vorliegenden Arbeit aufbauen können und wo weiterer Forschungsbedarf besteht, um die hier vorgestellten Methoden in der Praxis zu etablieren. Dabei wird nicht nur auf die Nutzung der Effizienzanalyse zur Quantifizierung von Paretoverbesserungen eingegangen, sondern allgemein der Einsatzbereich der Umwelteffizienzanalyse diskutiert.

Mehrfach wurde darauf hingewiesen, dass die Datenverfügbarkeit ein großes Hemmnis für die Durchführung einer Umwelteffizienzanalyse darstellt. Insbesondere der Zielkonflikt zwischen möglichst vielen Variablen auf der einen Seite und der Aussicht auf aussagefähige Ergebnisse auf der anderen Seite wird durch die Stichprobengröße begrenzt.

Die korrekte Bilanzierung der Nährstoffflüsse erfordert einen hohen Erhebungsaufwand. Die Erhebung der ökonomischen Daten sollte über das Vorliegen betriebswirtschaftlicher Jahresabschlüsse erfüllt werden können.

6.3.1 Einsatz der worst-practice DEA

Wie bereits angesprochen liegt ein Kritikpunkt der DEA in der Bestimmung der Effizienz im besten Licht. Die Effizienz wird berechnet, indem die maximal simultan möglichen Reduktionspotenziale über alle Inputs und/oder alle unerwünschten Umweltwirkungen bestimmt werden. Betriebe, die in einigen Bereichen Stärken aufweisen können, schneiden daher besonders gut ab – selbst wenn sie in anderen Bereichen große Schwachstellen in Form von besonders hohen unerwünschten Umweltwirkungen aufweisen.

In ökologischen Betrachtungen werden Betriebe im Gegensatz dazu daran gemessen, welche Schwachstellen sie haben. So werden in der KUL-Klassifizierung Betriebe für

ihre Umweltverträglichkeit zertifiziert, wenn sie die tolerierbaren Grenzen in keinem Kriterium überschreiten (Zertifikat 1. Klasse), bzw. für bis zu drei Kriterien mit geringer ökologischer Relevanz bis Boniturnote 7 in untergeordneten Kriterien überschreiten. Die Betrachtung der DEA im besten Licht bedeutet hingegen, dass die DEA nicht die Schwachstellen, sondern die Stärken der Betriebe herausstellt.

Insgesamt gesehen können große Übereinstimmungen zwischen der Umwelteffizienzbestimmung und der KUL-Klassifikation festgestellt werden. Dennoch ist es möglich, dass Betriebe grundsätzlich unterschiedlich bewertet werden. Bspw. Betrieb 185 aus dem KUL-Datensatz, der einen geringen Energieeinsatz (Boniturnote 2), aber einen hohen N-Saldo (Boniturnote 7) und einen stark negativen Phosphorsaldo (Boniturnote 10) verursacht, erhält in der DEA unter variablen Skalenerträgen einen Effizienzwert von Eins. Seine volle Gewichtung liegt auf dem Input Energieeinsatz. In der KUL-Klassifikation hingegen würde er kein Umweltzertifikat erhalten, weil er in den Bereichen Stickstoffsaldo und Phosphorsaldo jeweils die Toleranzschwelle überschreitet und Boniturnoten erreicht, welche die Boniturnote 6 überschreiten. Bei dem hier beschriebenen Fall handelt es sich zwar um einen von wenigen Betrieben, die dermaßen unterschiedlich hohe Boniturnoten erhalten, jedoch wird hier durch die Darstellung im besten Licht die Schwachstelle der DEA offensichtlich.

Wird die Umwelteffizienzanalyse ex post durchgeführt, ist die DEA aufgrund der Darstellung im besten Licht mit leichter Skepsis zu betrachten. Noch größere Probleme könnten jedoch auftauchen, wenn eine Evaluierung der Umweltleistung mit Hilfe der Effizienzanalyse der DEA durchgeführt wird und dies ex ante bekannt ist. Wäre nun eine finanzielle Honorierung an die Höhe der Umwelteffizienzwerte geknüpft, könnten sich Betriebe darauf spezialisieren, in einem Bereich besonders gut abzuschneiden und durch diese eine hohe partielle Faktorproduktivität und damit einen hohen Effizienzwert zu erreichen.

Um dieses einzugrenzen bzw. zu vermeiden, können Gewichtungsfaktoren verwendet werden, die es verhindern, dass Betriebe mit nur teilweise guten Leistungen einen sehr hohen Effizienzwert erreichen. Eine andere Möglichkeit besteht in der Modellierung einer speziellen Modellvariante, die die DMUs nicht im besten Licht darstellt. Eine solche Modellierung liefert ZHU (2003) mit dem Minimum Efficiency Modell, welches es ermöglicht, DMUs anhand von vorgegebenen besonders schlechten Benchmarkbetrieben zu evaluieren. Dieses Modell, welches eine Minimierung der Zielfunktion im Multiplier Model (siehe Gleichung 2.7) verwendet, ist allerdings wenig flexibel, weil es fixe Benchmarks

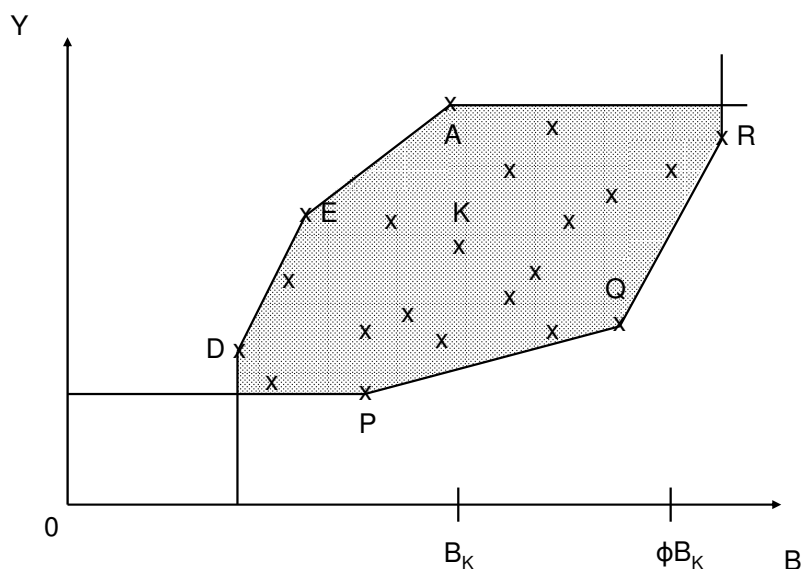


Abbildung 6.1: Technologieraum worst-practice DEA
Quelle: eigene Darstellung

unterstellt. Wegen der mehrdimensionalen Betrachtung können DMUs jedoch unterschiedliche Benchmarks haben. PARADI ET AL. (2004) schlagen hingegen eine andere Modellformulierung vor, die sie worst-practice DEA nennen. In dieser werden bewusst negative Leistungen, wie z.B. Kreditausfälle statt erfolgreicher Kreditabschlüsse in Banken als Outputvariable verwendet. Ziel dieser worst-practice DEA soll die Identifizierung von Schwachstellen der verglichenen Banken sein.

Die Modellspezifikation von ZHU (2003) ist der von PARADI ET AL. (2004) vorzuziehen, weil sie die gleichen Variablen wie in der normalen stofflichen Umwelteffizienzanalyse verwendet. Die Modellspezifikation kann verändert werden, so dass variable statt fixe Benchmarks verwendet werden können.

Allerdings ist die von PARADI ET AL. (2004) verwendete Bezeichnung worst-practice DEA für diese Modellspezifikation zutreffend, weil die Betriebe mit einer worst-practice Frontier statt einer best-practice Frontier verglichen werden. Anhand dieser Frontier der schlechtesten Betriebe können alle anderen Betrieb bewertet werden. Die worst-practice Frontier stellt die Beobachtungen dar, die den schlechtesten beobachtbaren Rand der Technologie repräsentieren. In Abbildung 6.1 sind Produktionspunkte bestehend aus

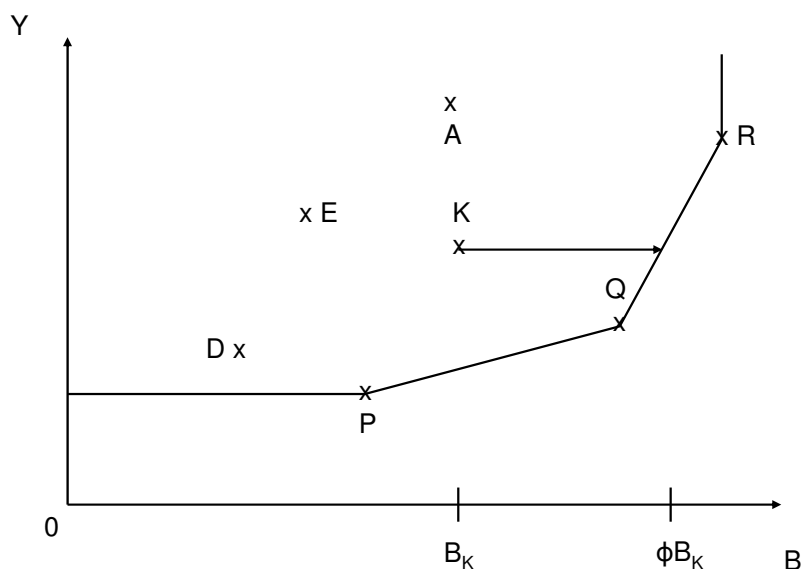


Abbildung 6.2: Effizienzmessung an der worst-practice Frontier
Quelle: eigene Darstellung

unerwünschten Umweltwirkungen B und Outputs Y dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass der Technologieraum, der durch die schraffierte Fläche dargestellt ist, durch zwei Frontiers eingegrenzt werden kann. Der Technologieraum, in dem sich alle Beobachtungen befinden, wird nach links oben durch die best-practice, aufgespannt durch die Punkte D , E , A und rechts unten durch die worst-practice Frontier, aufgespannt durch P , Q und R , begrenzt.

Infolgedessen kann ein Umweltbelastungsindex mit Hilfe der DEA berechnet werden. Dabei wird für die Vergleichseinheit K der geringste Abstand zur worst-practice Frontier bestimmt, wie es in Abbildung 6.2 durch den Pfeil angedeutet ist. Der Index ϕ wird berechnet, indem folgendes lineares Programmierungsproblem gelöst wird:

$$\begin{aligned}
 & \max_{\phi_k, \lambda_k} \phi_k \\
 \text{s.t.:} \quad & y_{mk} \geq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} y_{mi}, \\
 & \phi_k b_{sk} \leq \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} b_{si}, \\
 & \lambda_{ik} \geq 0, \sum_{i=1}^I \lambda_{ik} = 1
 \end{aligned} \tag{6.1}$$

Dieses Modell unterscheidet sich von der stofflichen Umwelteffizienzanalyse durch Maximierung statt Minimierung und die veränderten Vergleichsoperatoren in den ersten beiden Nebenbedingungen. Die Outputs der beobachteten DMU k (y_{mk}) sind größer oder gleich den Outputs der schlechtesten Betriebe. Die unerwünschten Umweltwirkungen der beobachteten DMU (b_{sk}) multipliziert mit dem Effizienzparameter ϕ_k sind kleiner oder gleich den unerwünschten Umweltwirkungen der Referenztechnologie ($\sum \lambda_{ik} b_{si}$). Die schlechtesten Betriebe erhalten einen Umweltbelastungsindex von 1, die besten Betriebe erreichen einen möglichst hohen Wert. Durch die mehrdimensionale Betrachtung ist es möglich, dass ein Betrieb sowohl auf der best-practice als auch auf der worst-practice Frontier liegt. Dieses trifft z.B. auf den oben vorgestellten Betrieb 185 zu, der daher einen Umweltbelastungsindex von Eins erhält. Die Gewichtung liegt vollständig auf dem P-Saldo.

Auch im Luxemburger Datensatz sind Betriebe zu finden, die in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse einen hohen Effizienzwert erreichen, aber nur einen niedrigen Umweltindex aufweisen. Z.B. Betrieb 920 ist im Jahr 1999 in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse mit 0,996 beinahe effizient und liegt damit auf dem zehnten Rang, sein Umweltbelastungsindex liegt hingegen bei Eins und damit zählt dieser Betrieb zu den sieben schlechtesten Betrieben, die auf der worst-practice Frontier liegen. Die Analyse der partiellen Produktivitäten zeigt, dass dieser Betrieb im Bezug auf Energieoutput pro N-Saldo die zweitgeringste Produktivität aufzuweisen hat, die partielle Produktivität Energieoutput pro P-Saldo jedoch in einem mittleren Bereich liegt, wodurch sich sein guter Effizienzwert in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse begründet. Bei den meisten Betrieben sind jedoch Gewichtungsfaktoren auf alle Inputvariablen verteilt und unterliegen somit

nicht so großen Schwankungen in der Rangierung zwischen der Bewertung gegenüber der worst- und der best-practice Frontier. Dies wird auch durch die Rangkorrelation nach Spearman deutlich (siehe Tabelle A.1 im Anhang). Die worst-practice und best-practice Frontier in der stofflichen Umwelteffizienzanalyse zeigen eine hoch signifikante Korrelation im Bereich um 0,6, aber auch zu allen anderen Ansätzen kann im Jahr 1999 eine signifikante Korrelation beobachtet werden. Im Jahr 2000 ist zu allen traditionellen Ansätzen keine Korrelation zu beobachten. Doch ebenso interessant ist, dass alle Korrelationen der worst-practice DEA mit den anderen Ansätzen höher sind als die der stofflichen best-practice DEA. Als einzige Ausnahme ist im Jahr 2000 eine Rangkorrelation der best-practice DEA von 0,38 gegenüber 0,37 der worst-practice DEA mit der erweiterten SFA zu beobachten.

Ein weiterer möglicher Anwendungsbereich der worst-practice Frontier in der Umwelteffizienzmessung könnte im Vergleich unterschiedlicher Technologien liegen. Konventionelle Betriebe erzeugen i.d.R. mehr Energie als ökologische Betriebe, aber verursachen auch höhere negative Umweltwirkungen.

6.3.2 Erweiterungsmöglichkeiten in der Umwelteffizienzmessung

Erweiterungsmöglichkeiten in der Umwelteffizienzmessung können sowohl durch methodische Erweiterungen als auch durch Verbesserung der Datenqualität erreicht werden. Bezüglich der methodischen Erweiterungen sind unterschiedliche Möglichkeiten denkbar. Im Bereich der parametrischen Umwelteffizienzanalyse deuten neuere Arbeiten (wie z.B. FERNÁNDEZ ET AL., 2005) darauf hin, dass hier ein Weg gefunden werden kann, auch mehrere Outputs zu verwenden. Eine weitere nützliche Erweiterung der Effizienzanalyse könnte in der Einbeziehung von Risiko liegen, denn in vielen Fällen wird das Risiko der Verursachung unerwünschter Umweltwirkungen von Landwirten bewusst in Kauf genommen.

Aber auch bezüglich der Daten können Erweiterungen erreicht werden. Die Entwicklung der Agrarumweltindikatorensysteme Mitte der Neunziger Jahre hat dazu geführt, dass Umweltwirkungen erstmals einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben zugeordnet werden konnten. Erst dadurch wurde es ermöglicht, Erhebungen von einzelbetrieblichen Daten bspw. anhand der Systeme KUL oder REPRO durchzuführen. Durch Weiterführung dieser Datenerhebungen und Standardisierung des Verfahrens können Datensätze erhoben werden, die für die Umwelteffizienzanalyse nutzbar sind. Wichtig ist die Qualität der

Erhebung von Agrarumweltindikatoren, denn sie hat erheblichen Einfluss auf die Aussagefähigkeit der Umwelteffizienzanalyse. Je genauer die Umweltwirkungen durch die Agrarumweltindikatoren abgeschätzt werden können, desto eher ist die Umwelteffizienzanalyse in der Lage, die tatsächliche Umwelteffizienz der Betriebe widerzuspiegeln.

Bislang berücksichtigen Agrarumweltindikatorensysteme vor allem die Messung unerwünschter Umweltwirkungen, die erwünschten Umweltwirkungen werden oftmals nicht erfasst. Die Erfassung sollte daher auf weitere Amenities ausgeweitet werden, um die gesamten multifunktionalen Umweltleistungen der landwirtschaftlichen Betriebe darzustellen. Dabei könnten Landschaftselemente z.B. in Form der Länge gepflegter Knicks, andere erwünschte Leistungen, wie die Anzahl der Weidetage von Kühen oder die Anzahl äsender bzw. brütender Vögel mit einbezogen werden.

6.3.3 Die Umwelteffizienzanalyse als Instrument zur Beurteilung von Agrarumweltmaßnahmen

Derzeit werden Agrarumweltprogramme vielfach handlungsorientiert ausgerichtet. Durch Bewirtschaftungsauflagen soll eine Verbesserung oder Sicherstellung der Umweltqualität erreicht werden, doch es bleibt offen, ob ein messbarer ökologischer Erfolg nicht effizienter, d.h. kostengünstiger hätte erreicht werden können. Kostengünstigere Programme sind denkbar, indem eine ergebnisorientierte Ausrichtung der Agrarumweltprogramme angestrebt wird. In dem Fall wäre der Landwirt in der Wahl seiner Handlungen freigestellt, nur das Ziel würde betrachtet werden.

Zur Beurteilung und Quantifizierung des Zielerreichungsgrades könnte die Umwelteffizienzmessung verwendet werden. Zum einen könnten die Betriebe innerhalb eines Agrarumweltprogramms mit Hilfe der Umwelteffizienzmessung bewertet werden, zum anderen könnten Agrarumweltprogramme anhand der Umwelteffizienzwerte der teilnehmenden Betriebe untereinander verglichen werden. Ebenso ist es möglich, teilnehmende Betriebe mit nicht-teilnehmenden Betrieben zu vergleichen. Dazu sollten die Steigerungen der Umweltproduktivität berechnet werden, die sich aus dem Vergleich vor und nach der Teilnahme ergeben.

Innerhalb eines Agrarumweltprogramms können Betriebe mit Hilfe der stofflichen Umwelteffizienzanalyse verglichen werden. Dabei kann gewählt werden, ob sie anhand ihrer Stärken oder Schwächen bewertet werden sollen, indem entweder die normale (best-practice) DEA oder die worst-practice DEA gewählt wird. Sogar eine Kombination beider

Effizienzwerte ist denkbar. Das bisherige System mit fixen Prämien für fixe Leistungen könnte durch ein System mit variablen Prämien für variable Leistungen ersetzt werden. Der Erfolg eines Agrarumweltprogramms könnte dadurch möglicherweise gesteigert werden.

Um festzustellen, ob ein Agrarumweltprogramm überhaupt zu einer umwelteffizienteren Bewirtschaftung führt, können die teilnehmenden Betriebe gegenüber den nicht teilnehmenden Betrieben bewertet werden, wie es ROOSEN und ORDONEZ (2003) vorgeführt haben. Da zu vermuten ist, dass bereits umwelteffizientere Betriebe an freiwilligen Agrarumweltprogrammen interessiert sind, sollte mittels Malmquistindex eine Quantifizierung der Steigerung der Umweltproduktivität durchgeführt werden. Dazu ist es erforderlich, die Betriebsdaten vor und nach der Teilnahme zu erfassen und zu verarbeiten. Mit dieser Maßnahme kann dafür Rechnung getragen werden, dass auch nicht teilnehmende Betriebe, wie im Luxemburger Datensatz zu beobachten war, im Zeitablauf Steigerungen der Umweltproduktivität erreichen.

Erfolgreiche Agrarumweltprogramme zeichnen sich durch eine möglichst große Umweltleistung bei gegebenen Kosten, bzw. eine kostengünstige Erstellung einer festgelegten Umweltleistung aus. Die dabei auftretenden Opportunitätskosten entstehen in Form des entgangenen Gewinns des Landwirts, weil dieser statt seiner normalen Flächenbewirtschaftung unter Umständen Einschränkungen auf sich nimmt, die zu geringeren Erträgen führen. Der Erfolg zweier Agrarumweltprogramme könnte somit anhand des Vergleichs der mittleren Effizienzwerte ermittelt werden. Alternativ ist es möglich die teilnehmenden Betriebe beider Programme (oder mehrerer Programme) in einem Datenpool zusammenzufassen.

Neben der Bewertung in einer stofflichen Umwelteffizienzanalyse sind ebenfalls alternative Zielfunktionen denkbar, die auch die Kosten der Betriebe für die Agrarumweltprogramme erfassen.

$$\max \frac{\text{Umweltwertschöpfung}}{\text{Opportunitätskosten}} = \max \frac{\sum w_m y_m (\text{Umweltgüter})}{\sum v_n x_n (\text{entgangener Gewinn})}. \quad (6.2)$$

In Gleichung 6.2 ist eine geeignete Zielfunktion dargestellt. Sie maximiert das Verhältnis der gewichteten Summe aller Umweltgüter zu der gewichteten Summe des entgangenen Gewinns durch Teilnahme am Agrarumweltprogramm. Diese Zielfunktion kann als Verhältnis der Umweltwertschöpfung zu den Opportunitätskosten interpretiert werden. Alternativ könnte in einem Agrarumweltprogramm, welches das Ziel einer Reduktion der

Umweltbeeinträchtigung verfolgt, die Zielfunktion folgendermaßen formuliert werden.

$$\max \frac{\text{Umweltwertschöpfung} + \text{traditionelle Wertschöpfung}}{\text{Schadschöpfung}}. \quad (6.3)$$

Diese Zielfunktion maximiert das Verhältnis aus der Summe der Umweltwertschöpfung und traditionellen Wertschöpfung zur verursachten Schadschöpfung. Bei dieser Zielfunktion ist zu beachten, dass der betriebliche Erfolg in Form der traditionellen Wertschöpfung bereits betrachtet wird. In die traditionellen Wertschöpfung gehen die über den Markt verkauften Produkte mit ein. Diese Zielfunktion sollte deshalb nicht als Maßstab für die Honorierung der Betriebe innerhalb eines Agrarumweltprogramms gewählt werden.

Anschließend könnte durch einen Vergleich der mittleren Effizienzwerte eine Empfehlung für eines der beiden Agrarumweltprogramme gegeben werden.

ROOSEN und ORDONEZ (2003) haben anhand der Umwelteffizienzanalyse belgische Betriebe, die an einem Agrarumweltprogramm teilnehmen, mit Betrieben verglichen, die nicht teilnehmen. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass die 28 teilnehmenden Betriebe sowohl höhere technische Effizienzwerte als auch höhere Umwelteffizienzwerte haben als die 24 nicht teilnehmenden Betriebe. Einen ähnlichen Vergleich liefern PIOT-LEPETIT ET AL. (2001). Sie haben an Agrarumweltmaßnahmen teilnehmende Betriebe in Deutschland und Frankreich mit Betrieben verglichen, die nicht teilnehmen. Ihr Datensatz enthielt 2,3% teilnehmende Betriebe in Frankreich, die durchschnittlich höhere technische Effizienzwerte aufwiesen als nicht teilnehmende Betriebe. Der Anteil der teilnehmenden Betriebe in Deutschland war in ihrem Datensatz mit 33% wesentlich höher. Dabei zeigte sich für die teilnehmenden Betriebe eine geringere technische Effizienz, jedoch eine höhere Umwelteffizienz. Die Directional Distance Function und die hyperbolische Effizienzanalyse kamen zu übereinstimmenden Ergebnissen. Ob die Betriebe bereits vor der Teilnahme eine niedrigere technische Effizienz und eine höhere Umwelteffizienz hatten, wird in der Studie nicht beantwortet. Beide Studien können somit wenig über den Erfolg der Agrarumweltprogramme aussagen, weil eine adverse Selektion nicht ausgeschlossen werden kann. Außerdem sei angemerkt, dass die Anzahl der teilnehmenden und nicht teilnehmenden Betriebe möglichst ähnlich sein sollte. Wichtig ist bei solchen Vergleichen auch, dass keine Umweltindikatoren verwendet werden, die sehr spezifisch sind und nahezu ausschließlich bei teilnehmenden Betrieben beobachtet werden können.

In der Effizienzanalyse wird implizit die Annahme der Technologiehomogenität getroffen.

Insbesondere landwirtschaftliche Betriebe unterscheiden sich jedoch hinsichtlich der Spezialisierung auf einzelne Betriebszweige und setzen somit nicht die gleiche Technologie ein. Dieses Problem kann sich in einer Umwelteffizienzanalyse noch stärker auswirken, denn je mehr Netputs betrachtet werden, desto heterogener sind die Daten der Betriebe. Werden Betriebe mit unterschiedlichen Technologien verglichen, können daraus Probleme resultieren. Zum einen kann jedoch argumentiert werden, dass eine Spezialisierung bzw. Diversifizierung produktionstheoretisch eine Outputsubstitution darstellt, die eine Bewegung auf einer Produktionsmöglichkeitenkurve bedeutet. Zum anderen kann die Berücksichtigung unterschiedlicher Technologien durch Metafrontiers gewährleistet werden, wie sie von BATTESE ET AL. (2004) und BREUSTEDT ET AL. (2006) vorgestellt und angewendet wurden. Doch selbst dann verbleiben innerhalb der betrachteten Gruppen Technologieunterschiede, die akzeptiert werden müssen. Mit Hilfe der Metafrontier kann der Effizienzwert innerhalb der Gruppe und der Technologieeffizienzwert zwischen den Gruppen bestimmt werden. Hier besteht Forschungsbedarf, da es keine allgemeingültige Abgrenzung zwischen Technologien gibt. Insbesondere in Vergleichen zwischen Betrieben, die in spezieller Weise Umweltsleistungen vollbringen mit Betrieben, die sich nicht dazu verpflichtet haben, treten Technologieunterschiede auf, die zu verzerrten Umwelteffizienzwerten führen können. Solche speziellen Umweltsleistungen können z.B. Agrarumweltprogramme oder ökologischer Landbau sein.

Werden in der DEA mehrere Outputs verwendet, wobei der Schwerpunkt der Produktion auf einem der produzierten Outputs liegt, können Gewichtsbeschränkungen eingeführt werden. Wie in Abschnitt 2.2.2.7 beschrieben ist, sollte eine relative Beschränkung gewählt werden.

Eine Beurteilung von Agrarumweltprogrammen mit Hilfe der Umwelteffizienzanalyse ist nur dann ratsam, wenn die Umwelteffizienzanalyse möglichst genau mit dem Ziel des entsprechenden Agrarumweltprogramms abgestimmt ist.

Eine Verringerung der Umweltbelastung wird vor allem erreicht, wenn Betriebe, die bisher die Umwelt stark belasten, ihre unerwünschten Umweltwirkungen reduzieren. Wie gezeigt wurde, können diese Betriebe mit Hilfe der worst-practice Frontier ermittelt werden. Der Erfolg eines Agrarumweltprogramms könnte daher daran gemessen werden, wie hoch die Produktivitätszuwächse der Betriebe gemessen an der worst-practice Frontier sind. Die Quantifizierung kann mit Hilfe des Malmquistindex ermittelt werden. Für den Luxemburger Datensatz kann z.B. ermittelt werden, dass die Betriebe Produktivitätszuwächse von 9,9% von 1999 nach 2000 erreicht haben. Die Effizienzwerte verbesserten

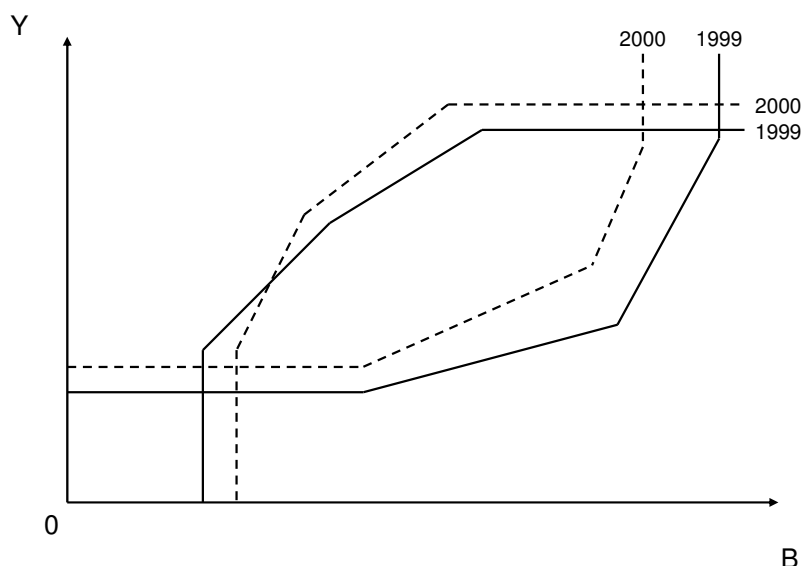


Abbildung 6.3: Mögliche Frontierschiebungen der best- und worst-practice Frontier
Quelle: eigene Darstellung

sich um 3,2% und die Frontier verbesserte sich um 6,6%. In der best-practice Untersuchung (siehe Tabelle 5.27) wurde ein Produktivitätswachstum von 7,1% gemessen, dieses Wachstum ist auf die Steigerung der Effizienzwerte (+3,4%) und eine Verschiebung der best-practice Frontier um 3,6% zurückzuführen.

Es ergibt sich somit eine vereinfacht dargestellte Situation, wie sie in Abbildung 6.3 gezeigt wird. Die durchgezogenen Linien repräsentieren die effizienten Produktionspunkte im best- und worst-Practice Szenario im Jahr 1999, die gestrichelten Linien zeigen die Frontiers im Jahr 2000. Sowohl best-practice als auch die worst-practice Frontier haben sich verbessert und sind nach links oben verschoben. Ein Frontier Shift über Eins bedeutet nicht automatisch, dass die Frontier auf ganzer Linie nach links oben verschoben sein muss, sondern nur dass überwiegend eine Verschiebung nach links oben erfolgt ist.⁹ Als Berechnungsgrundlage diente nämlich das geometrische Mittel über alle Betriebe. Dementsprechend gibt es durchaus einzelne Betriebe, die in einem Bereich liegen, in

⁹Genau genommen bedeutet ein Frontier Shift von über Eins, dass die Verschiebung der Frontier im geometrischen Mittel über alle Betriebe positiv ist. Da jedoch einige Abschnitte der Frontier für mehr Betriebe den Referenzbereich bilden als andere Abschnitte, ist es möglich, dass trotz eines im Mittel positiven Frontier Shifts, eine negative Verschiebung stattgefunden hat.

dem sich die Frontier nach rechts unten verlagert hat. Dieses ist im hinteren Bereich der best-practice Frontier angedeutet. Insgesamt gesehen ist die Fläche zwischen beiden Frontiers kleiner geworden, weil sich die worst-practice Frontier stärker verschoben hat als die best-practice Frontier. Dies deutet darauf hin, dass die Betriebe homogener geworden sind.

6.4 Fazit

Dieses Kapitel zeigt, dass die Umwelteffizienzanalyse geeignet ist, die Paretoverbesserungspotenziale landwirtschaftlicher Betriebe und Produktionsprozesse zu quantifizieren. Ebenso zeigt sich, dass die vorgestellten Modelle für die analysierten Datensätze angewendet werden können und auch zu interpretierbaren Ergebnissen führen. Dieses ist jedoch nicht grundsätzlich auf jeden Datensatz übertragbar, selbst wenn die Umwelteffizienzanalyse methodisch durchführbar ist. Außerdem gibt es nicht eine spezielle Modellspezifikation, die für jede Fragestellung verwendet werden kann. Im Gegenteil – es wird empfohlen, nicht nur eine einzelne Umwelteffizienzanalyse durchzuführen, um eine gesamte Einschätzung vornehmen zu können, sondern sowohl traditionelle Effizienzanalysen als auch Umwelteffizienzanalysen durchzuführen.

Bezüglich einer geeigneten Datenbasis sollte darauf geachtet werden, dass ein ausreichend großer Datensatz zur Verfügung steht, der möglichst viele Beobachtungen mit einer möglichst homogenen Produktionstechnologie enthält. Die Anzahl der verwendeten Netputs sollte möglichst klein sein. In der DEA ist dieses wichtig, damit keine Inflation der Effizienzwerte auftritt und in der SFA kann damit die Zahl der Freiheitsgrade erhöht werden. Es bietet sich daher an, anhand geeigneter Aggregationsgewichte jeweils mehrere Inputs und unerwünschte Umweltwirkungen zu aggregieren. Auch in den verwendeten Datensätzen sind die jeweiligen Stichprobengrößen knapp bemessen, wie sich vor allem in der Durchführung der erweiterten Effizienzanalyse zeigt.

Die vier vorgestellten Ansätze messen die Paretoverbesserungen unter Zugrundelegung unterschiedlicher Normen. Während die traditionelle Effizienzanalyse nur die betrieblichen und die rein stoffliche Umwelteffizienzanalyse nur die gesellschaftlichen Verbesserungspotenziale betrachtet, ermitteln die erweiterte und die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse sowohl die betrieblichen als auch die gesellschaftlichen Verbesserungspotenziale. Die beiden letztgenannten Ansätze bieten somit den Vorteil, dass sie sowohl die Inputs als auch die unerwünschten Umweltwirkungen sowie die Outputs

betrachten. Die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse bezieht in der hier vorgestellten Form die Inputs Arbeit und Fläche nicht mit ein.

Nur wenn die Umweltwirkungen in Form externer Effekte quantifizierbar sind und damit in Form von Kosten erfasst werden können, reicht die traditionelle Effizienzanalyse als alleinige Analyse aus. Da jedoch in der Regel die externen Effekte nicht monetär bewertet werden können, sollte eine Umwelteffizienzanalyse durchgeführt werden.

Die in Abschnitt 4.2 vorgestellten Lösungsmöglichkeiten für Probleme der Umwelteffizienzmessung haben zum Teil Einfluss auf die Höhe der Umwelteffizienzwerte. So kann vor allem die Einführung von Untergrenzen zur Lösung der Saldenproblematik die Effizienzwerte beeinflussen. Daher ist es sehr wichtig, geeignete Werte zur Festlegung der Untergrenzen zu wählen. Diese sollten auf der einen Seite nicht zu niedrig liegen, damit kleine Überschreitungen nicht dazu führen, dass die Betriebe keine Gewichtung auf diesem Netput erhalten, auf der anderen Seite sollten die Untergrenzen nicht zu hoch angesetzt werden, damit nicht alle Betriebe unterhalb dieser Grenze liegen und damit effizient werden. Aber auch andere Effekte, wie die Risikoaversion der Landwirte können Einfluss auf die Höhe der Effizienzwerte haben. Tendenziell ist zu erwarten, dass diese Effekte zu einer Überschätzung der Ineffizienz der unerwünschten Umweltwirkungen führen.

Die DEA bestimmt die Effizienz für jeden Betrieb im besten Lichte. Das ist zwar vorteilhaft im Sinne einer Nichtbenachteiligung einzelner DMUs, jedoch können Betriebe, die die Umwelt mit einzelnen negativen Umweltwirkungen stark belasten, mit dieser Analyse für ihre Umweltbelastung nicht diskreditiert werden, solange sie in mindestens einer negativen Umweltwirkung eine akzeptable Leistung erbringen. Nur wenn in allen unerwünschten Umweltwirkungen erhebliche Verbesserungspotenziale aufgezeigt werden können, werden die betreffenden DMUs mit einem geringen Umwelteffizienzwert versehen. In der erweiterten Effizienzanalyse müssen sogar alle unerwünschten Umweltwirkungen und alle Inputs ein großes Einsparpotenzial aufweisen, damit geringe Effizienzwerte daraus resultieren. Um Betriebe zu identifizieren, die die Umwelt bezüglich einer oder mehrerer unerwünschter Umweltwirkungen stark belasten, kann die worst-practice DEA Verwendung finden. Sie bietet sich daher gerade im Bereich der Umwelteffizienzmessung an.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Messung von Produktivität und Effizienz landwirtschaftlicher Betriebe unter Einbeziehung von Umweltwirkungen. Die Einbeziehung von Umweltwirkungen ist erforderlich, da in der traditionellen Effizienzanalyse nur Inputs und Outputs verwendet werden, die aus Sicht des Unternehmers Kosten verursachen bzw. Leistungen erbringen. Es werden jedoch nicht weitere Inputs und Outputs berücksichtigt, die zu Kosten oder Leistungen aus gesellschaftlicher Sicht beitragen. Mit Hilfe der Effizienzanalyse kann eine Einteilung in effiziente und nicht effiziente Betriebe vorgenommen werden. Während effiziente Betriebe bereits die bestmöglichen Produktionsbeziehungen erfüllen, können ineffiziente Betriebe Verbesserungen erreichen. Die beiden Effizienzanalysemethoden Stochastische Frontieranalyse (SFA) und Data Envelopment Analysis (DEA) sind in der Lage, diese Paretoverbesserungspotenziale zu quantifizieren.

Da die Umweltwirkungen der Landwirtschaft oftmals diffusen Quellen entstammen, ist es nur schwer möglich sie zu messen und verursachergerecht zuzuordnen. Es besteht jedoch die Möglichkeit, die Wirkungen mit Hilfe von Agrarumweltindikatoren abzuschätzen. Dabei kann grundsätzlich zwischen positiven und negativen Umweltwirkungen unterschieden werden. Während positive Umweltwirkungen erwünscht sind und ihre Erzeugung ausgedehnt werden sollte, sind negative Umweltwirkungen unerwünscht und sollten daher reduziert werden. Zur Abgrenzung positiver und negativer Umweltwirkungen werden drei Konzepte vorgestellt. Für die Umwelteffizienzanalyse eignet sich die stoffliche Abgrenzung am Besten, da sie gegenüber der ökonomischen Abgrenzung keine monetäre Bewertung der Umweltwirkungen voraussetzt und gegenüber der eigentumsrechtlichen Abgrenzung nicht das Problem positiver und negativer Werte hat. Die Umweltwirkungen der Landwirtschaft betreffen alle Umweltmedien. Als Ursache für unerwünschte Umweltwirkungen können unter anderem überhöhte Stickstoff- und Phosphorsalden sowie hohe Energieeinsätze identifiziert werden. Erwünschte Umweltwirkungen gehen von erzeugter Energie und hoher Biodiversität aus.

Im methodischen Teil der Arbeit werden mehrere Probleme in der Umwelteffizienzmess-

sung identifiziert. Das Hauptproblem der Messung liegt in der Einbeziehung unerwünschter Umweltwirkungen, da sie zwar Outputs der Produktion darstellen, jedoch nicht wie Outputs berücksichtigt werden können, weil das Ziel in einer Reduktion dieser Wirkungen liegt. Vier Möglichkeiten zur Einbeziehung der unerwünschten Umweltwirkungen werden in der Literatur vorgeschlagen. Zwei davon, die additive und multiplikative Inverse, können aufgrund von Plausibilitätsüberlegungen ausgeschlossen werden. Häufiger verwendet wird die Annahme schwacher Verschwendbarkeit für unerwünschte Umweltwirkungen. Diese führt jedoch zur Modellierung negativer Grenzerträge der Frontier, so dass ein effizienter Betrieb im Bereich negativer Grenzerträge liegen könnte. Dieses stellt jedoch kein Paretooptimum dar, weil bei gleichen Outputs weitere Reduktionen der Inputs und unerwünschten Umweltwirkungen möglich sind. Die vierte Möglichkeit, die Modellierung der unerwünschten Outputs als Inputs, scheint daher besser geeignet zu sein, obwohl sie der ursprünglichen Klassifikation widerspricht, die besagt, dass Umweltwirkungen als Outputs zu betrachten sind, weil sie ein Ergebnis eines Produktionsprozesses darstellen und auch nicht wie richtige Inputs direkt vom Landwirt kontrolliert werden können. Doch entspricht diese Modellierung der Tatsache, dass in der Effizienzanalyse vielmehr zwischen zu erhöhenden und zu reduzierenden Werten unterschieden wird als zwischen der Deklaration in Input und Output.

Weitere methodische Probleme treten unter anderem im Zuge der Einbeziehung von Nährstoffsalden in die Effizienzanalyse auf, da sich aus der Bilanzierung sowohl positive als auch negative Salden ergeben können und es nicht möglich ist, diese gleichzeitig zu modellieren. Bezüglich dieser Problematik kann auf die Literatur über Agrarumweltindikatoren zurückgegriffen werden, in der der Schluss gezogen wird, dass sowohl positive Salden, die zu Nährstoffbelastungen der Gewässer führen können, als auch negative Salden, die zu einer Aushagerung der Böden führen können, unerwünscht sind und gleichermaßen vermieden werden sollten. Es werden deshalb die Absolutbeträge der Salden als Variablen verwendet. Zusätzlich werden besonders geringe Saldenwerte auf eine Untergrenze angehoben. Dadurch soll vermieden werden, dass kleine Werte, die innerhalb einer geringen Schwankungsbreite liegen und vom Landwirt in dieser Größenordnung kaum kontrolliert werden können, großen Einfluss auf die Höhe der Effizienzwerte aller betrachteten Betriebe nehmen können.

In der Arbeit werden vier verschiedene Ansätze zur Messung der Paretoverbesserungen vorgestellt. Die traditionelle Effizienzanalyse ist in der Lage, die Paretoverbesserungen aus betrieblicher Sicht zu bestimmen, indem die Inputeinsparpotenziale bei konstanten

Outputs berechnet werden. Die erweiterte Effizienzanalyse bestimmt die Paretoverbesserungspotenziale aus betrieblicher und gesellschaftlicher Sicht, indem zusätzlich die unerwünschten Umweltwirkungen einbezogen werden. Gleiches gilt für die wertschöpfungsorientierte Umwelteffizienzanalyse, die andere Normen unterstellt. Mit ihr können die Inputeinsparpotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen bei gleicher Wertschöpfung bestimmt werden. Liegen keine Daten über ökonomische Variablen vor, kann die stoffliche Umwelteffizienzanalyse, die ausschließlich Energie- und Nährstoffflüsse betrachtet, verwendet werden. Mit ihr kann bestimmt werden, um wie viel Prozent die unerwünschten Umweltwirkungen bei gleicher Energieproduktion reduziert werden können.

Im empirischen Teil der Arbeit werden anhand dreier Datensätze die Umwelteffizienzen von landwirtschaftlichen Betrieben und Produktionssystemen ermittelt. In einem Datensatz Luxemburger Milchviehherdbuchbetriebe können alle vier vorgestellten Effizienzanalyseansätze durchgeführt werden. Es zeigt sich, dass

- erhebliche Unterschiede zwischen der traditionellen Effizienz und der Umwelteffizienz bestehen, da unerwünschte Umweltwirkungen stärker reduziert werden können als traditionelle Inputs,
- Betriebe mit intensiver Viehhaltung zwar in traditioneller Hinsicht effizienter wirtschaften als Betriebe mit geringeren Viehbesatzdichten, aber eine geringere Umwelteffizienz aufweisen und
- die Umweltproduktivität, gemessen mit der stofflichen Umwelteffizienzanalyse, jährlich im Mittel um 2,6% gestiegen ist, während die traditionelle und erweiterte Produktivität im letzten Beobachtungsjahr nur geringfügig gestiegen sind.

In einer Umwelteffizienzanalyse von Marktfruchtbetrieben, die im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsbewertung erfasst wurden, zeigt sich, dass

- ebenfalls große Reduktionspotenziale der unerwünschten Umweltwirkungen bestehen und
- als einziger effizienzbestimmender Faktor die Bodengüte einen positiven Einfluss auf die Umwelteffizienz ausübt.

Die Ermittlung der Umwelteffizienz unterschiedlicher Grünlandbewirtschaftungssysteme zeigt, dass

- keine der vier betrachteten Beweidungs-/ Schnittvarianten prinzipiell anderen vorgezogen werden kann und
- die Erhöhung der N-Gaben über ein mittleres Niveau (100 kg N/ha) hinaus in allen Systemen zu abnehmenden Umwelteffizienzwerten unter konstanten Skalenerträgen führt.

In den letzten beiden genannten Datensätzen kann aufgrund der fehlenden ökonomischen Daten nur die stoffliche Umwelteffizienzanalyse durchgeführt werden.

Bezüglich der verwendeten Methoden kann im Vergleich der Luxemburger Betriebe gezeigt werden, dass hoch signifikante Rangkorrelationen zwischen den Effizienzwerten der DEA und SFA bestehen. Auch zwischen den vier Ansätzen sind positive Rangkorrelationen zu beobachten, die bis auf wenige Ausnahmen signifikant sind. Es kann somit aus den Ergebnissen die Schlussfolgerung gezogen werden, dass grundsätzlich kein Widerspruch zwischen einer betriebswirtschaftlich effizienten und umwelteffizienten Produktion besteht.

In der methodischen Diskussion werden die zur Umwelteffizienzberechnung verwendeten Annahmen näher betrachtet. Es wird untersucht, in wieweit sie Einfluss auf die Berechnung der Umwelteffizienz haben können. Hier zeigt sich insbesondere ein Einfluss von der Höhe der Untergrenzen. Diese sollten deshalb möglichst umsichtig ausgewählt werden. Ebenso kann eine spezifische Eigenschaft der DEA die Höhe der Umwelteffizienzwerte maßgeblich beeinflussen. Die DEA bewertet die Betriebe nämlich im besten Lichte. Das bedeutet, dass sie aufgrund ihrer Stärken bewertet werden. Dies entspricht jedoch nicht den Zielen von Umweltverträglichkeitsbewertungen, denn diese bewerten die Betriebe vorrangig bezüglich ihrer Schwachstellen. Doch wie in dieser Arbeit gezeigt wird, kann eine solche Bewertung auch mit Hilfe der DEA vorgenommen werden, wenn die Betriebe anhand der worst-practice Frontier bewertet werden.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass mit Hilfe einer Umwelteffizienzanalyse Paretoverbesserungspotenziale aus betrieblicher und gesellschaftlicher Sicht berechnet werden können. Es sollte dabei auf einen ausreichend großen Datensatz mit Betrieben einer möglichst einheitlichen Technologie geachtet werden. Um das richtige Modell zu wählen, müssen die Ziele der Umwelteffizienzmessung möglichst genau charakterisiert werden. Eine Umwelteffizienzanalyse ist somit einer traditionellen Effizienzanalyse vorzuziehen, da sie in der Lage ist, die multifunktionalen Leistungen landwirtschaftlicher Betriebe zu vergleichen. Künftige Einsatzbereiche könnten in der Bewertung des Erfolgs von Agrarumwelt-

programmen liegen. Auch für ein derartiges Vorhaben liefert die Arbeit Anregungen.

8 Summary

The aim of this thesis is the measurement of productivity and efficiency of farms taking into account not only production inputs and outputs but also environmental effects. The inclusion of environmental effects is necessary because farms do not only generate private costs and benefits, but also generate external environmental effects which are relevant to society.

In the methodical part of the thesis different approaches from the literature are presented, analysed and discussed. These are based either on Data Envelopment Analysis (DEA) or Stochastic Frontier Analysis (SFA). An important challenge lies in the incorporation of undesirable environmental effects. It is shown that the approach of undesirable environmental effects as inputs contradicts the classical classification of inputs and outputs, but on the other hand exhibits fewer methodological disadvantages compared to the other approaches.

In the empirical part of the thesis the environmental efficiency of farms and cultivation systems is computed using three data sets. In one of the data sets of dairy farms the results show substantial differences between traditional and environmental efficiency, e.g. undesirable environmental effects could be reduced more than traditional inputs. Intensive livestock farms are efficient in traditional aspects but inefficient in environmental aspects. In the approach of material environmental efficiency analysis the environmental productivity increased annually by 2.6% on average. The environmental efficiency analysis of arable farms from a data set including sustainability criteria shows also a high reduction potential of undesirable environmental impacts. The only factor that influences environmental efficiency is soil quality. In the third data set on pasture systems, the environmental efficiency analysis shows basically no advantages for any of the four analysed utilization systems. Increasing nitrogen application above the mean nitrogen level (100 kg N/ha) leads to decreasing environmental efficiency scores under constant returns to scale.

Furthermore it is analysed to what extent environmental efficiency scores are sensitive to alternative model specifications. These mainly relate to the setting of lower bounds

which were introduced to include agri-environmental indicators as nutrient balances. These bounds are necessary to account for the discrepancy of relative and absolute changes at different levels of the balances. This is necessary to facilitate computation of environmental efficiency scores.

One characteristic of DEA is to evaluate the analysed farms from their strengths. This does not correspond to the aim of environmental tolerance surveys because they evaluate the farms rather from their weaknesses. However, it is shown that DEA is also capable of such an evaluation, if farms are evaluated against the worst-practice frontier.

In Sum, the results show that environmental efficiency analysis is appropriate to evaluate farms with respect to their multifunctional performance and to identify potential Pareto improvements. The methodology could be developed further to evaluate the performance of agri-environmental programs.

Literaturverzeichnis

- AIGNER, D.; LOVELL, C. und SCHMIDT, P. (1977): Formulation and Estimation of Stochastic Frontier Production Function Models, *Journal of Econometrics*, 6 (1), S. 21–37.
- AJIBEFUN, I. A.; BATTESE, G. E. und DARAMOLA, A. G. (2002): Determinants of technical efficiency in smallholder food crop farming: Application of stochastic frontier production function, *Quarterly Journal of International Agriculture*, 42 (3), S. 225–240.
- ALLEN, K. (2002): Messung ökologischer Effizienz mittels Data Envelopment Analysis, Deutscher Universitäts-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- ALLEN, R.; ATHANASSOPOULOS, A.; DYSON, R. G. und THANASSOULIS, E. (1997): Weights restrictions and value judgements in data envelopment analysis: Evolution, development and future directions, *Annals of Operations Research*, 73, S. 13–34.
- ANDERSEN, P. und PETERSEN, N. (1993): A Procedure for Ranking Efficient Units in Data Envelopment Analysis, *Management Science*, 39, S. 1261–1264.
- ASMILD, M.; PARADI, J. C.; AGGARWALL, V. und SCHAFFNIT, C. (2004): Combining DEA Window Analysis with the Malmquist Index Approach in a Study of the Canadian Banking Industry, *Journal of Productivity Analysis*, 21, S. 67–89.
- BABCOCK, B. A. und HENNESSY, D. A. (1996): Input Demand under Yield and Revenue Insurance, *American Journal of Agricultural Economics*, 78, S. 416–427.
- BALL, V. E.; LOVELL, C. A. K. und SOMWARU, R. F. N. A. (1994): Incorporating undesirable outputs into models of production: an application to US agriculture, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 31, S. 59–74.
- BALMANN, A. und CZASCH, B. (2001): Zur Effizienz landwirtschaftlicher Unternehmen in Brandenburg - Eine Data Envelopment Analysis, *Agrarwirtschaft*, 50 (3), S. 198–203.

- BANKER, R. D.; CHARNES, A. und COOPER, W. W. (1984): Some Models for Estimating Technical and Scale Inefficiencies in Data Envelopment Analysis, *Management Science*, 30 (9), S. 1078–1092.
- BATTESE, G. E. (1991): Frontier Production Functions and Technical Efficiency: A Survey of Applications in Agricultural Economics, *Working Papers in Econometrics and Applied Statistics*, 50.
- BATTESE, G. E. (1992): Frontier Production Functions and Technical Efficiency: A Survey of Empirical Applications in Agricultural Economics, *Agricultural Economics*, 7 (3-4), S. 185–208.
- BATTESE, G. E. und BROCA, S. S. (1997): Functional Forms of Stochastic Frontier Production Functions and Models for Technical Inefficiency Effects: A Comparative Study for Wheat Farmers in Pakistan, *Journal of Productivity Analysis*, 8, S. 395–414.
- BATTESE, G. E. und COELLI, T. J. (1993): A stochastic frontier production function incorporating a model for technical inefficiency effects, University of New England, Armidale.
- BATTESE, G. E. und COELLI, T. J. (1995): A Model for Technical Inefficiency Effects in a Stochastic Frontier Production Funktion for Panal Data, *Empirical Economics*, 20 (2), S. 325–332.
- BATTESE, G. E.; RAO, D. S. P. und O'DONNELL, C. J. A. (2004): Metafrontier Production Function for Estimation of Technical Efficiencies and Technology Gaps for Firms operating under different Technologies, *Journal of Productivity Analysis*, 21, S. 91–103.
- BERG, S. A.; FORSUND, F. R. und JANSEN, E. S. (1992): Malmquist Indices of Productivity Growth during the Deregulation of Norwegian Banking, 1980 - 89, *Scandinavian Journal of Econometrics*, 94, S. 211–228.
- BERGER, A. N. und HUMPHREY, D. B. (1997): Efficiency of Financial Institutions: International Survey and Directions for Future Research, The Wharton School, University of Pennsylvania.

- BERGSCHMIDT, A. (2004): Indikatoren für die internationale und nationale Umweltberichterstattung im Agrarbereich, Sonderheft, 269, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.
- BLÖCHLIGER, H.-J. (1994): Exploratory Framework, in: The contribution of amenities to rural development, OECD, S. 7–22.
- BMELF (1996): Die neue Düngungsverordnung. Verordnungstext und Erläuterungen, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- BMVEL (2005a): Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- BMVEL (2005b): Meilensteine der Agrarpolitik - Umsetzung der europäischen Agrarreform in Deutschland, Ausgabe 2005, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- BOSSHARDT, F. W. (1999): Ökoeffizienz - das Leitmotiv des World Business Council for Sustainable Development, in: VON WEIZSÄCKER, E. U. und HAUSMANN, J.-D. S. (Hg.), Ökoeffizienz: Management der Zukunft, Birkhäuser Verlag, Berlin, Basel, Boston, S. 21–30.
- BOUWER, W.; GÄTH, S. und FREDE, H.-G. (1997): Vergleich dreier Instrumentarien zur Abschätzung und Kontrolle der nutzungsbedingten Nitratauswaschung auf auswaschungsgefährdeten Standorten, *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 38, S. 154–160.
- BRÄNNLUND, R.; FÄRE, R. und GROSSKOPF, S. (1995): Environmental Regulation and Profitability: An Application to Swedish Pulp and Paper Mills, *Environmental and Resource Economics*, 6 (1), S. 23–36.
- BREUSTEDT, G.; FRANCKSEN, T.; VON HUGO, A. und LATACZ-LOHMANN, U. (2006): Effizienzanalytische Untersuchungen zum optimalen Spezialisierungsgrad landwirtschaftlicher Betriebe, Edmund Rehwinkel Stiftung, Frankfurt.
- BRINGEZU, S. (2000): Ressourcennutzung in Wirtschaftsräumen, Springer, Berlin.

- BRÜMMER, B. (2001): Estimating confidence intervals for technical efficiency: the case of private farms in Slovenia, *European Review of Agricultural Economics*, 28 (3), S. 285–306.
- BRÜMMER, B. und LOY, J.-P. (1997): Die Modellierung stochastischer Frontierfunktionen zur Messung des Einflusses einzelbetrieblicher Investitionsförderung auf die technische Effizienz, *Agrarwirtschaft*, 46 (8/9), S. 293–304.
- BÜCHTER, M. (2003): Nitratauswaschungen unter Grünland und Silomais in Monokultur auf sandigen Böden Norddeutschlands, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- BUNDESREGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2002): Perspektiven für Deutschland - Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung, Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland, Berlin, im Internet unter http://www.nachhaltigkeitsrat.de/service/download/pdf/Nachhaltigkeitsstrategie_komplett.pdf, Stand: 12.09.2006.
- BURDICK, B. (1991): Klimaänderung und Landwirtschaft, *Ökologie und Landbau*, 77, S. 19–24.
- CANSIER, D. (1996): Umweltökonomie, 2. Auflage, Lucius und Lucius, UTB, Stuttgart.
- CAVES, D.; CHRISTENSEN, L. R. und DIEWERT, W. E. (1982): The Economic Theory of Index Numbers of the Measurement of Input, Output and Productivity, *Econometrica*, 50 (6), S. 1393–1414.
- CHAMBERS, R. G.; CHUNG, Y. und FÄRE, R. (1996): Benefit and Distance Functions, *Journal of Economic Theory*, 70, S. 407–419.
- CHARNES, A.; CLARK, C.; COOPER, W. und GOLANY, B. (1985): A development study of data envelopment analysis in measuring the efficiency of maintenance units in the U.S. Air Forces, *Annals of Operations Research*, 2, S. 95–112.
- CHARNES, A.; COOPER, W. und RHODES, E. (1978): Measuring the efficiency of decision making units, *European Journal of Operational Research*, 2, S. 429–444.

- CHAVAS, J.-P.; PETRIE, R. und ROTH, M. (2005): Farm Household Production Efficiency: Evidence from the Gambia, *American Journal of Agricultural Economics*, 87 (1), S. 160–179.
- CHRISTEN, O. und O'HALLORAN-WIETHOLZ, Z. (2002): Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft, Heft 3/2002, Institut für Landwirtschaft und Umwelt (ilu), Bonn.
- CHUNG, Y. H.; FÄRE, R. und GROSSKOPF, S. (1997): Productivity and Undesirable Outputs: A Directional Distance Function, *Journal of Environmental Management*, 51, S. 229–240.
- COASE, R. H. (1960): The Problem of Social Cost, *Journal of Law and Economics*, 3, S. 1–44.
- COELLI, T. (1996): A Guide to FRONTIER Version 4.1: A Computer Program for Stochastic Frontier Production and Cost Function Estimation, CEPA Working Paper 96/07, University of New England, Armidale.
- COELLI, T.; PRASADA RAO, D. S. und BATTESE, G. (1998): An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- COELLI, T.; PRASADA RAO, D. S.; O'DONNELL, C. J. und BATTESE, G. (2005): An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis, 2. Auflage, Springer, New York.
- COLE, C. V.; DUXBURY, J.; FRENEY, J.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K.; SAUERBECK, D. und ZHAO, Q. (1997): Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, S. 221–228.
- CORBO, V. und MELLER, P. (1979): The translog production function: some evidence from establishment data, *Journal of Econometrics*, 10, S. 193–199.
- CROPPER, M. und OATES, W. (1992): Environmental Economics: A Survey, *Journal of Economic Literature*, June, S. 675–740.
- CURTISS, J. (2000): Technical Efficiency and Competitiveness of the Czech Agricultural Sector in Late Transition - The Case of Crop Production, Paper presented at the KATO Symposium, 2-4 November, Berlin.

- CZASCH, B.; BALMANN, A. und ODENING, M. (2000): Organisation und Effizienz landwirtschaftlicher Unternehmen während der Umstrukturierung des Agrarsektors - Eine empirische Analyse für Brandenburg, Universität Potsdam.
- DAVIDOVA, S. und LATRUFFE, L. (2004): Technical Efficiency and Farm Financial Management in Countries in Transition, Agricultural Economics Society Annual Conference Imperial College, South Kensington, London.
- DEBREU, G. (1951): The coefficient of resource utilization, *Econometrica*, 19 (3), S. 273–292.
- DEL VALLE, I.; ASTORKIZA, I. und ASTORKIZA, K. (2003): Fishing effort validation and substitution possibilities among components: the case study of the VIII division European anchovy fishery, *Applied Economics*, 35(1), S. 63–77.
- DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten März 1985, Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Stuttgart und Mainz.
- DESIMONE, L. D. und POPOV, F. (1997): Eco-efficiency: the business link to sustainable development, MIT Press, Cambridge MA.
- DHUNGAN, B. R.; NUTHALL, P. L. und NARTEA, G. V. (2004): Measuring the economic inefficiency of Nepalese rice farms using data envelopment analysis, *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 48 (2), S. 347–369.
- DYCKHOFF, H. und ALLEN, K. (2001): Measuring Ecological Efficiency with Data Envelopment Analysis (DEA), *European Journal of Operations Research*, 132, S. 312–325.
- DYSON, R. G.; ALLEN, R.; CAMANHO, A. S.; PODINOSKI, V. V.; SARRICO, C. S. und SHALE, E. A. (2001): Pitfalls and Protocols in DEA, *European Journal of Operational Research*, 132 (2), S. 245–259.
- ECKERT, H.; BREITSCHUH, G. und SAUERBECK, D. (1999): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung - ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben, *Agribiological Research*, 52 (1), S. 57–76.

- ECKERT, H. und GERNAND, U. (2000): Praktische Erfahrungen mit der Umweltverträglichkeitsbewertung KUL - Ergebnisse und Schlussfolgerungen, in: UND FORSCHUNGSANSTALTEN, V. D. L. U. (Hg.), VDLUFA-Schriftenreihe 53/2000, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, S. 5–13.
- ECO-EFFIZIENZ.DE (2006): Was ist Öko-Effizienz, im Internet unter: <http://www.eco-effizienz.de/eco/db/Wc4dc1274f5235.htm>, Stand: 22.02.2006.
- ENDRES, A. und QUERNER, I. (1993): Die Ökonomie natürlicher Ressourcen, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- EU-NITRATRICHTLINIE (1991): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, Europäische Union, amtsblatt Nr. L 375 vom 31.12.1991 S. 0001 - 0008.
- FÄRE, R. und GROSSKOPF, S. (2003): Non-parametric Productivity Analysis Undesirable Outputs: Comment, *American Journal of Agricultural Economics*, 85, S. 1070–1074.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; LOVELL, C. A. K. und PASURKA, C. (1989): Multilateral Productivity Comparisons When Some Outputs are Undesirable: a Nonparametric Approach, *Review of Economics and Statistics*, 71, S. 90–98.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; NOH, D.-W. und WEBER, W. (2005): Characteristics of polluting technology: theory and practice, *Journal of Econometrics*, 126, S. 469–492.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. und PASURKA, C. A. (2001): Accounting for Air Pollution in Measures of State Manufacturing Productivity Growth, *Journal of Regional Science*, 41, S. 381–409.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. und TYTECA, D. (1996): An activity analysis model of the environmental performance of firms - application to fossil-fuel-fired electric utilities, *Ecological Economics*, 18, S. 161–175.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. C.; LOVELL, K. und YAISAWARNG, S. (1993): Derivation of shadow prices for undesirable outputs: A distance function approach, *The review of economics and statistics*, 75, S. 374–380.

- FÄRE, R. und PRIMONT, D. (1995): Multi-output production and duality: theory and applications, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- FARRELL, M. (1957): The measurement of productive efficiency, *Journal of Royal Statistical Society*, 120 (3)(Series A), S. 253–290.
- FÉDÉRATION DES HERD-BOOK LUXEMBOURGEOIS (2002): Endbericht zum Beratungsprojekt: Charakterisierung und Verbesserung der biologischen Effizienz landwirtschaftlicher Produktionsprozesse 1997-2002, Fédération des Herd-Book Luxembourgeois.
- FERNÁNDEZ, C.; KOOP, G. und STEEL, M. F. J. (2005): Alternative efficiency measures for multiple-output production, *Journal of Econometrics*, 126, S. 411–444.
- FERRIER, G. D. und LOVELL, C. A. K. (1990): Measuring cost efficiency in banking: Econometric and linear programming evidence, *Journal of Econometrics*, 46, S. 229–245.
- FRATERS, B.; BOUMANS, L. J. M. und VAN DRECHT, G. (1998): Nitrogen monitoring in groundwater in the sandy regions of the Netherlands, *Environmental Pollution*, 102, S. 479–485.
- FREDE, H.-G. und DABBERT, S. (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft, 2. Auflage, ecomed, Landsberg.
- FREY, R. L. (1991): Der Ansatz der Umweltökonomie, in: FREY, R. L.; STAEHELIN-WITT, E. und BLÖCHLIGER, H. (Hg.), Mit Ökonomie zur Ökologie, Helbing & Lichtenhahn, Kapitel 1, S. 3–22.
- FRIED, H.; SCHMIDT, S. und YAISARWANG, S. (1998): Productive, Scale and Scope Efficiencies in US Hospital based Nursing Homes, *INFOR*, 36(3), S. 103–119.
- FRITSCH, M.; WEIN, T. und EWERS, H.-J. (1996): Marktversagen und Wirtschaftspolitik, 2. Auflage, Vahlen, München.
- GABLER (Hg.) (1997): Wirtschaftslexikon, 14. Auflage, Gabler, Wiesbaden.
- GOLANY, B. und ROLL, Y. (1989): An application Procedure for DEA, *Omega: The International Journal of Management Science*, 17, S. 237–250.

- GREENE, W. H. (1990): A Gamma-distributed stochastic frontier model, *Journal of econometrics*, 46 (1-2), S. 141–163.
- GREENE, W. H. (2003): *Econometric analysis*, 5. Auflage, Prentice-Hall, Upper Saddle River.
- GUBI, G. (2006): Analyse der erfolgs- und effizienzbestimmenden Faktoren im ökologischen Landbau, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, im Internet unter http://e-diss.uni-kiel.de/diss_1845/d1845.pdf, Stand: 12.10.2006.
- HAAS, G. (2005): Ökologischer Landbau in Nordrhein-Westfalen: Empirische Analyse und Bestimmungsgründe der heterogenen räumlichen Verteilung, *Agrarwirtschaft*, 54 (2), S. 119–127.
- HAAS, G.; BACH, M. und ZERGER, C. (2005): Landwirtschaftsbürtige Stickstoff- und Phosphor-Bilanzsalden, *Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, LÖBF-Mitteilungen*, 2, S. 45–49.
- HAILU, A. (2003a): Non-parametric Productivity Analysis Undesirable Outputs: Reply, *American Journal of Agricultural Economics*, 85, S. 1075–1077.
- HAILU, A. (2003b): Pollution abatement and productivity performance of regional Canadian pulp and paper industries, *Journal of Forest Economics*, 9(1), S. 5–25.
- HAILU, A. und VEEMAN, T. S. (2001): Non-parametric Productivity Analysis with Undesirable Outputs: An Application to the Canadian Pulp and Paper Industry, *American Journal of Agricultural Economics*, 83(3), S. 605–616.
- HJALMARSSON, L.; KUMBHAKAR, S. C. und HESHMATI, A. (1996): DEA, DFA and SFA: A Comparison, *The Journal of Productivity Analysis*, 7, S. 303–327.
- HÜLSBERGEN, K.-J. und DIEPENBROCK, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben, in: DIEPENBROCK, W. (Hg.), *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Initiativen zum Umweltschutz*, Zeller Verlag, Osnabrück, Band 5, S. 127–158.
- HODGE, I. (2000): Agri-environmental Relationships and the Choice of Policy Mechanism, *The World Economy*, 23(2), S. 257–273.

- ISERMANN, K. (1994): Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share, *Environmental Pollution*, 83, S. 95–111.
- JAGGI, B. und FREEDMAN, M. (1992): An Examination of the Impact of Pollution on Economic and Market Performance: Pulp and Paper Firms, *Journal of Business Finance and Accounting*, 19, S. 697–713.
- JONDROW, J.; LOVELL, C. A. K.; MAETROV, I. S. und SCHMIDT, P. (1982): On the estimation of technical inefficiency in the stochastic frontier production function model, *Journal of Econometrics*, 19, S. 233–238.
- KALK, W.-D.; BIERMANN, S. und HÜLSBERGEN, K.-J. (1995): Standort- und betriebsbezogene Stoff- und Energiebilanzen zur Charakterisierung der Landnutzungsintensität, Institut für Agrartechnik, Bornin.
- KELM, M.; WACHENDORF, M.; TROTT, H.; VOLKERS, K. und TAUBE, F. (2004): Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage, *Grass and Forage Science*, 59, S. 69–79.
- KERSCHBERGER, M. (1995): Grundlagen für die Auffindung und Festlegung von Richtwerten zur Bewertung von Nährstoffbilanzen, Bodenfruchtbarkeitsmerkmalen und Düngereinsatz in der Pflanzenproduktion, in: BUNDESARBEITSKREIS DÜNGUNG, F. (Hg.), Nährstoffbilanz im Blickfeld von Landwirtschaft und Umwelt, S. 155–178.
- KODDE, D. A. und PALM, F. C. (1986): Wald Criteria for Jointly Testing Equality and Inequality Restrictions, *Econometrica*, 54 (5), S. 1243–1248.
- KOLBE, H. (2000): Landnutzung und Wasserschutz, WLV Leipzig.
- KOOPMANS, T. C. (1951): An Analysis of Production as an Efficient Combination of Activities, in: Activity Analysis of Production and Allocation, Cowles Commission for Research in Economics, Monograph No. 13. Wiley, New York, S. 33–97.
- KORTELAINEN, M. und KUOSMANEN, T. (2004): Measuring Eco-efficiency of Production: A Frontier Approach, im Internet unter: <http://ideas.repec.org/p/wpa/wuwpem/0411006.html>, Stand:01.03.2006.

- KORTELAJNEN, M. und KUOSMANEN, T. (2005): Measuring Eco-efficiency of Production with Data Envelopment Analysis: A Frontier Approach, *Journal of Industrial Ecology*, 9 (4), S. 59–72.
- KRUEMMEL, J. (1997): Effiziente Jahresabschlussanalyse, Band 194, Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft, DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- KUENZLE, M. (2005): Cost Efficiency in Network Industries: Application of Stochastic Frontier Analysis, Dissertation, Universität Zürich.
- KUHAUPT, H. und GERNAND, U. (2001): Abschlussbericht: Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsprüfung mit dem System Kriterien Umweltverträglicher Landbewirtschaftung KUL in der niedersächsischen Elbtalaue, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- KUMBHAKAR, S. C. und LOVELL, C. A. K. (2000): Stochastic Frontier Analysis, Cambridge University Press.
- KUOSMANEN, T. (2005): Weak Disposability in Nonparametric Production Analysis with Undesirable Outputs, *American Journal of Agricultural Economics*, 87 (4), S. 1077–1082.
- KUOSMANEN, T. und KORTELAJNEN, M. (2004): Data Envelopment Analysis in Environmental Valuation: Environmental Performance, Eco-efficiency and Cost-Benefit Analysis, Economics Working Paper Archive at WUSTL, im Internet unter: <http://ideas.repec.org/p/wpa/wuwpot/0409004.html>, Stand: 09.03.2006.
- LAND, K. C.; LOVELL, C. A. K. und THORE, S. (1993): Chance-constrained Data Envelopment Analysis, *Managerial and Decision Economics*, 14, S. 541–554.
- LATRUFFE, L.; BALCOMBE, K.; DAVIDOVA, S. und ZAWALINSKA, K. (2004): Determinants of technical efficiency of crop and livestock farms in Poland, *Applied Economics*, 36, S. 1255–1263.
- LISSITSA, A. (2002): Der Transformationsprozess in der Landwirtschaft der Ukraine - eine Analyse der Effizienz und der Produktivität von Großbetrieben, Dissertation, Humboldt Universität, Berlin.

- LISSITSA, A. und ODENING, M. (2005): Efficiency and total factor productivity in Ukrainian agriculture in transition, *Agricultural Economics*, 32, S. 311–325.
- LOVELL, C. A. K.; PASTOR, J. T. und TURNER, J. A. (1995): Measuring Macroeconomic Performance in the OECD - A Comparison of European and Non-European Countries, *European Journal of Operational Research*, 87, S. 507–518.
- LUENBERGER, D. G. (1992): Benefit functions and duality, *Journal of mathematical economics*, 21, S. 461–481.
- MADDALA, G. S. (1991): A Perspective on the Use of Limited-Dependent and Qualitative Variables in Accounting Research, *The Accounting Review*, 66(4), S. 788–807.
- MAHON, G. (2001): Entwicklung der Agrarpreise in der EU im vierten Quartal 2000, eurostat, im Internet unter: http://epp.eurostat.cec.eu.int/cache/ITY_OFFPUB/KS-NN-05-027/DE/KS-NN-05-027-DE.pdf, Stand: 20.07.2005.
- MATHIJS, E. und VRANKEN, L. (2000): Farm Restructuring and Efficiency in Transition: Evidence from Bulgaria and Hungary, Selected Paper, American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Tampa, Florida 30. Juli - 2. August.
- MCCARTY, T. und YAISAWARNG, S. (1993): Technical Efficiency in New Jersey School Districts, in: FRIED, H. O.; LOVELL, C. A. K. und SCHMIDT, S. S. (Hg.), *The Measurement of Productive Efficiency*, Oxford University Press, New York, Kapitel 10, S. 271–287.
- MEEUSEN, W. und VAN DEN BROECK, J. (1977): Efficiency Estimation from Cobb-Douglas production functions with composed error, *International Economic Review*, 18, S. 435–444.
- MOHAUPT, V.; BEHRENDT, H. und FELDWISCH, N. (1996): Die aktuelle Nährstoffbelastung der Gewässer in Deutschland und der Stand der Belastungsvermeidung in den Kommunen und der Landwirtschaft, in: *Tagungsbericht Berlin 1995*, Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Krefeld, S. 376–383.
- VON MÜNCHHAUSEN, H. und NIEBERG, H. (1997): Agrar-Umweltindikatoren: Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung, in: DIEPENBROCK, W.; KALTSCHMITT, M.; NIEBERG, H. und REINHARDT, G. (Hg.), Um-

- weltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Reihe Initiativen zu Umweltschutz 5, Zeller, Osnabrück, S. 13–29.
- MUSGRAVE, R. A.; MUSGRAVE, P. B. und KULLMER, L. (1990): Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Band 1, 5. Auflage, UTB 449, Mohr, Tübingen.
- OECD (1996): Amenities for Rural Development - Policy Examples, OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- OECD (2001): Multifunctionality - Towards an Analytical Framework, OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- OUDE LANSINK, A.; PIETOLA, K. und BÄCKMAN, S. (2002): Efficiency and productivity of conventional and organic farms in Finland 1994-1997, *European Review of Agricultural Economics*, 29 (1), S. 51–65.
- PARADI, J. C.; ASMILD, M. und SIMAK, P. C. (2004): Using DEA and Worst Practise DEA in Credit Risk Evaluation, *Journal of Productivity Analysis*, 21, S. 153–165.
- PEARCE, D. W. und TURNER, R. K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment, Harvester Wheatsheaf, New York.
- PHAM-PHUONG, D. (2004): Zur Leistungsfähigkeit der genossenschaftlichen Bankunternehmen, Discussion Paper Series, No. 407, Universität Heidelberg, im Internet unter: <http://www.uni-heidelberg.de/institute/fak18/awi/publications/papers/dp407.pdf>, Stand: 21.03.2006.
- PIGOU, A. C. (1920): The Economics of Welfare, Macmillan, London.
- PIORR, A. und WERNER, W. (1998): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktionssysteme im Vergleich: Bewertung anhand von Umweltindikatoren, Band 28, agrarspectrum, Verlagsunion Agrar.
- PIOT-LEPETIT, I.; BRÜMMER, B. und KLEINHANSS, W. (2001): Impacts of environmental regulations on efficiency of arable farms in France and Germany, *Agrarwirtschaft*, 50 (3), S. 184–189.

- PIOT-LEPETIT, I.; VERMERSCH, D. und WEAVER, R. D. (1997): Agriculture's environmental externalities: DEA evidence for French agriculture, *Applied Economics*, 29, S. 331–338.
- PITTMAN, R. W. (1983): Multilateral Productivity Comparisons with Undesirable Outputs, *The Economic Journal*, 93, S. 883–891.
- PLESSMANN, F. (2000): Vergleichende Produktionskostenanalyse des Marktfruchtbaus in Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- PUIG-JUNOY, J. und ARGILÉS, J. M. (2000): Measuring and explaining farm inefficiency in a panel data set of mixed farms, Pompeu Fabra University, Barcelona.
- RANDALL, A. (2002): Valuing the outputs of multifunctional agriculture, *European Review of Agricultural Economics*, 29(3), S. 289–307.
- RAY, S. C. (2004): The Directional Distance Function and Measurement of Super-Efficiency: An Application to Airlines Data, Department of Economics, University of Connecticut, im Internet unter <http://ideas.repec.org/p/uct/uconnp/2004-16.html>, Stand: 11.03.2004.
- REINHARD, S.; LOVELL, C. und THIJSEN, G. J. (1999): Econometric Estimation of Technical and Environmental Efficiency: An Application to Dutch Dairy Farmers, *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (1), S. 44–60.
- REINHARD, S.; LOVELL, C. und THIJSEN, G. J. (2002): Analysis of environmental efficiency variation, *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (4), S. 1054–1065.
- REINHARD, S.; LOVELL, C. A. K. und THIJSEN, G. J. (2000): Environmental efficiency with multiple environmentally detrimental variables; estimated with SFA and DEA, *European Journal of Operational Research*, 121, S. 287–303.
- REMMERT, H. (1989): Ökologie ein Lehrbuch, 4. Auflage, Springer, Berlin.
- ROOSEN, J. und ORDONEZ, A. (2003): Voluntary Agreements and the Environmental Efficiency of Participating Farms, Working Paper FE 0305, Institut für Ernäh-

- rungswirtschaft und Verbrauchslehre, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, im Internet unter: <http://www.food-econ.uni-kiel.de/Workingpaper/Fe0305.pd>, Stand: 21.06.2006.
- SALNYKOV, M. und ZELENYUK, V. (2005): Estimation of environmental efficiencies of economies and shadow prices of pollutants in countries in transition, Working Paper, Economics Education and Research Consortium, Moskau, Kiew, im Internet unter: http://www.eerc.ru/details/download.aspx?file_id=7492, Stand: 21.09.2006.
- SCHALTEGGER, S. (2000): *Ökologisches Wirtschaften*, Springer, Berlin.
- SCHALTEGGER, S. und STURM, A. (1992): *Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen*, Paul Haupt, Bern.
- SCHEEL, H. (2000a): *Effizienzmaße der Data Envelopment Analysis*, Deutscher Universitäts-Verlag, Wiesbaden.
- SCHEEL, H. (2000b): *EMS: Efficiency Measurement System Users Manual*, Universität Dortmund.
- SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. (Hg.) (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*, 15. Auflage, Spektrum, Heidelberg.
- SCHEFFLER, S. und HEGMANN, H. (2000): *Zur Integration der Marktversagensgründe über Musgraves Mischgutkonzeption*, Institut für Finanzwissenschaft der Universität Hamburg.
- SCHMIDHEINY, S. (1992): *Kurswechsel*, Artemis & Winkler Verlag, München.
- SCHMIDT-BEEK, F. (1998): *Das MIPS-Konzept, Weniger Naturverbrauch - mehr Lebensqualität durch Faktor 10*, Droemer, München.
- SCHÖNWIESE, C.; BIRRONG, W.; SCHNEIDER, U.; STÄHLER, U. und ULLRICH, R. (1990): *Statistische Analyse des Zusammenhangs säkulärer Klimaschwankungen mit externen Einflussgrößen und Zirkulationsparametern unter besonderer Berücksichtigung des Treibhausproblems*, Berichte des Instituts für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt am Main.

- SHEPARD, R. W. und FÄRE, R. (1974): The law of diminishing returns, *Zeitschrift für Nationalökonomie*, 34, S. 69–90.
- SIEBERT, H. (1995): *Economics of the Environment*, Springer, Berlin.
- SIMAR, L. und WILSON, P. W. (2000): Statistical Inference in Nonparametric Frontier Models: The State of the Art, *Journal of Productivity Analysis*, 13 (1), S. 49–78.
- SIMONS, B.; BURRELL, A.; OSKAM, A.; PEERLINGS, J. und SLANGEN, L. (1994): CO₂ emissions of Dutch agriculture and agribusiness: method and analysis, Agricultural University, Wageningen.
- STEINHAUSER, H.; LANGBEHN, C. und PETERS, U. (1992): *Einführung in die landwirtschaftliche Betriebslehre*, Ulmer, Stuttgart.
- STEINMANN, L. (2002): *Konsistenzprobleme der Data Envelopment Analysis in der empirischen Forschung*, Dissertation, Universität Zürich.
- STEVENSON, R. E. (1980): Likelihood functions for generalized stochastic frontier estimation, *Journal of Econometrics*, 13, S. 57–66.
- STORM, W.-D. (2001): *Quantifizierung wirtschaftlicher Effekte von Maßnahmen zur Beeinflussung der Stickstoffflüsse im spezialisierten Milchvieh-Futterbaubetrieb*, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- STROSSER, P.; VAL, M. P. und PLÖTSCHER, E. (2006): *Wasser und Landwirtschaft: Beitrag zur Analyse einer wichtigen, aber schwierigen Wechselbeziehung*, Europäische Kommission DGXI: Landwirtschaft und Umwelt, im Internet unter: http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/de/eau_de/report.htm, Stand: 16.02.2006.
- THANASSOULIS, E. (2001): *Introduction to the Theory and Application of Data Envelopment Analysis. A Foundation Text with Integrated Software*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- THIELE, H. und BRODERSEN, C. M. (1999): Differences in farm efficiency in market and transition economies: empirical evidence from West and East Germany, *European Review of Agricultural Economics*, 26 (3), S. 331–347.

- THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK (2006): Anbauflächen und Ernteerträge ausgewählter landwirtschaftlicher Fruchtarten, Getreide insgesamt, Thüringer Landesamt für Statistik.
- TIETJEN, A. (2003): Produktionskosten in der Milchviehhaltung - eine empirische Analyse -, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- TIMMER, C. (1971): Using a Probabilistic Frontier Production Function to Measure Technical Efficiency, *Journal of Political Economy*, S. 776–794.
- TLL (2003): Fragebogen: Erforderliche Betriebsdaten zur Durchführung der Umweltverträglichkeitsanalyse. - „Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL)“ im Rahmen des VDLUFA-Systems Umweltsicherung Landwirtschaft (USL), thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- TROTT, H.; WACHENDORF, M.; INGWERSEN, B. und TAUBE, F. (2004): Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland, *Grass and Forage Science*, 59, S. 41–55.
- TYTECA, D. (1997): Linear Programming Models for the Measurement of Environmental Performance of Firms - Concepts and Empirical, *Journal of Productivity Analysis*, 8, S. 183–197.
- UMWELTBUNDESAMT (2005): Stickstoffüberschuss (Gesamtbilanz) nach Angaben von M. Bach und M. Frede, Institut für Ressourcenmanagement, Universität Gießen, Umweltbundesamt, im Internet unter <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=7854>, Stand: 08.11.2006.
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Indikator: Gewässergüteklasse II für Gesamt N und AOX, Internet, im Internet unter: <http://www.umweltbundesamt.de/dux/wa-inf.htm>, Stand: 14.08.2006.
- VANDEN EECKAUT, P.; TYTECA, D. und COURCELLE, C. (1997): A simple business environmental performance indicator based on productive efficiency, CORE, Université Catholique de Louvain.

- VDLUFA (2002): Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung, *Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft*, 98, S. 75–80, verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungsanstalten, Hg.
- VELLINGA, T. V.; VAN DER PUTTEN, A. H. J. und MOOIJ, M. (2001): Grassland management and nitrate leaching, a model approach, *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49, S. 229–253.
- WACHENDORF, M.; BÜCHTER, M.; TROTT, H. und TAUBE, F. (2004): Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses, *Grass and Forage Science*, 59, S. 56–68.
- WBCSD (2000): Measuring Eco-Efficiency: A Guide to Reporting Company Performance, World Business Council for Sustainable Development; Genf, Schweiz.
- VON WEIZSÄCKER, E. U.; LOVINS, A. und LOVINS, H. (1995): Faktor vier, Doppelter Wohlstand - halbiertes Naturverbrauch, Der neue Bericht an den Club of Rome, Droemer, Knauer, München.
- WERNER, W. und OLFS, H.-W. (1990): Stickstoff- und Phosphatbelastung der Fließgewässer aus der Land(wirt)schaft und Möglichkeiten zu ihrer Verminderung, in: AMK BERLIN (Hg.), Wasser Berlin 89 - Kongressvorträge, E. Schmidt Verlag, Berlin, S. 488–502.
- WETTERICH, F. (2003): Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion - Testphase - Band 2: Biologische Vielfalt und Landschaftsästhetik, Institut für Organischen Landbau, Universität Bonn.
- WICKE, L. (1991): Umweltökonomie, Vahlen, München, 3. Auflage.
- WILD, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde, Spektrum, Heidelberg.
- ZEDDIES, J. (1995): Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften, *Berichte über Landwirtschaft*, 73, S. 204–241.
- ZHU, J. (2003): Quantitative Models for Performance Evaluation and Benchmarking: Data Envelopment Analysis with Spreadsheets and DEA Excel Solver, Kluwer Academic Publishers.

A Anhang

Tabelle A.1: Rangkorrelation (Spearman) der Effizienzwerte aller Ansätze

	SFA IEM	SFA TEM	Traditionelle DEA	Erweiterte SFA	Erweiterte DEA	Wertschöpfungsorientierte	Stoffliche	Worst-practice DEA
1999								
SFA IEM	1,00							
SFA TEM	0,83***	1,00						
Traditionelle DEA	0,57***	0,70***	1,00					
Erweiterte SFA	0,38***	0,42***	0,32**	1,00				
Erweiterte DEA	0,43***	0,50***	0,69***	0,33**	1,00			
Wertschöpf.	0,60***	0,63***	0,60***	0,66***	0,58***	1,00		
Stoffliche	0,14	0,05	0,23*	0,41***	0,36***	0,52***	1,00	
Worst-practice	0,29**	0,27**	0,32**	0,47***	0,39***	0,54***	0,59***	1,00
2000								
SFA IEM	1,00							
SFA TEM	0,94***	1,00						
Traditionelle DEA	0,45***	0,56***	1,00					
Erweiterte SFA	0,47***	0,45***	0,16	1,00				
Erweiterte DEA	0,39***	0,51***	0,77***	0,29**	1,00			
Wertschöpf.	0,58***	0,63***	0,51***	0,54***	0,54***	1,00		
Stoffliche	0,01	0,03	0,01	0,38***	0,23*	0,34**	1,00	
Worst-practice	0,11	0,17	0,21	0,37***	0,34***	0,53***	0,63***	1,00

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau (2-seitig)

IEM = inefficiency effects model

TEM = technical effects model

A Anhang

Tabelle A.2: Ergebnisse der SFA-Umwelteffizienzanalyse

Unabhängige Variable	Koeffizient	geschätzter Wert	t-Statistik
Frontier production function			
absolutes Glied	β_0	0,135***	4,265
ln x_1 Land	β_1	0,148	0,942
ln x_2 Arbeit	β_2	0,113	1,646
ln x_3 proportionale Inputs	β_3	0,501***	12,582
ln x_4 sonstige Inputs	β_4	0,231**	2,343
ln x_5 Periode 2000	β_5	-0,013	-0,772
ln b_1 N-Saldo	ω_1	0,039	0,533
ln b_2 P-Saldo	ω_2	-0,082**	-2,301
ln b_3 Energieeinsatz	ω_3	0,029	0,173
0,5 (ln x_1 ln x_1)	β_{11}	-0,343	-0,997
0,5 (ln x_2 ln x_2)	β_{22}	0,040	0,305
0,5 (ln x_3 ln x_3)	β_{33}	0,081	0,557
0,5 (ln x_4 ln x_4)	β_{44}	-0,244	-0,151
0,5 (ln b_1 ln b_1)	ω_{11}	0,332	0,933
0,5 (ln b_2 ln b_2)	ω_{22}	-0,042*	-1,816
0,5 (ln b_3 ln b_3)	ω_{33}	-0,947***	-2,634
ln x_1 ln x_2	β_{12}	0,552	0,985
ln x_1 ln x_3	β_{13}	-0,327	-0,592
ln x_1 ln x_4	β_{14}	0,092	0,129
ln x_2 ln x_3	β_{23}	-0,270	-0,973
ln x_2 ln x_4	β_{24}	-0,490	-1,226
ln x_3 ln x_4	β_{34}	0,361	0,704
ln b_1 ln b_2	ω_{12}	-0,005	-0,173
ln b_1 ln b_3	ω_{13}	0,343	0,646
ln b_2 ln b_3	ω_{23}	-0,143	-0,363
ln x_1 ln b_1	ζ_{11}	-0,267***	-2,649
ln x_1 ln b_2	ζ_{12}	-0,055	-0,792
ln x_1 ln b_3	ζ_{13}	0,563*	1,951
ln x_2 ln b_1	ζ_{21}	-0,185	-0,405
ln x_2 ln b_2	ζ_{22}	-0,036	-0,229
ln x_2 ln b_3	ζ_{23}	0,560***	6,344
ln x_3 ln b_1	ζ_{31}	-0,616***	-14,183
ln x_3 ln b_2	ζ_{32}	0,093	0,192
ln x_3 ln b_3	ζ_{33}	0,612***	2,012
ln x_4 ln b_1	ζ_{41}	-0,040	-0,156
ln x_4 ln b_2	ζ_{42}	0,146	0,727
ln x_4 ln b_3	ζ_{43}	-0,357	-0,672
inefficiency model			
Konstante	δ_0	-0,175	-0,163
Bodengüte	δ_1	-0,009	-0,030
Betriebsgröße	δ_2	-0,307	-0,757
Grünlandanteil	δ_3	0,121	0,461
Viehichte	δ_4	-0,059	-0,138
Niederschlagsmenge	δ_5	0,857	0,759
Anteil Milcherlöse	δ_6	-0,491***	-25,035
sigma-squared	$\sigma_s \times \sigma_s$	0,038***	10,612
gamma	γ	1,000***	412937
Loglikelihood Funktion	LLF	109,61	
LR-Test	LR	78,9080	

***/**/* = signifikant auf dem 0,01/0,05/0,1 Niveau(2-seitig)

Parameterbezeichnung:

β_n wird verwendet für die traditionellen Inputs lnx_n ,

β_{nn} wird verwendet für die halbierten Quadrate und

β_{nh} für die Kreuzterme der traditionellen Inputs,

ω_s wird verwendet für die unerwünschten Umweltwirkungen lnb_s ,

ω_{ss} wird verwendet für die halbierten Quadrate und

ω_{sl} für die Kreuzterme der unerwünschten Umweltwirkungen und

ζ_{ns} wird verwendet für die Kreuzterme der traditionellen Inputs und

unerwünschten Umweltwirkungen lnx_nlnb_s .

Quelle: eigene Berechnungen mit Frontier 4.1 (siehe COELLI, 1996)