

FORSCHUNGSBERICHTE DES  
BUNDESMINISTERIUMS FÜR WIRTSCHAFTLICHE ZUSAMMENARBEIT

Band 99

Johannes Kotschi  
Günther Weinschenck  
Rolf Werner

**Ökonomische Bewertungskriterien  
für die Beurteilung  
von Beratungsvorhaben  
zur standortgerechten Landnutzung  
in bäuerlichen Familienbetrieben**

economy, project, contribution, impact,  
I&E, offsite, erosion, evaluation

Forschungsberichte des Bundesministeriums  
für wirtschaftliche Zusammenarbeit  
Band 99

Dieter NILL

EC 00.1 ✓

✓

Diese Studie wurde als Forschungsvorhaben im Auftrag des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit von AGRECOL Seminare, Marburg erstellt.

CIP-Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

**Kotschi, Johannes:**

Ökonomische Bewertungskriterien für die Beurteilung von Beratungsvorhaben zur standortgerechten Landnutzung in bäuerlichen Familienbetrieben/ Johannes Kotschi ; Günther Weinschenck ; Rolf Werner. [Hrsg.: Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit. Diese Studie wurde als Forschungsvorhaben im Auftr. des Bundesministeriums für Wirtschaftliche Zusammenarbeit von AGRECOL Seminare, Marburg erstellt.]. — München ; Köln ; London : Weltforum-Verlag, 1991.

(Forschungsberichte des Bundesministeriums für Wirtschaftliche Zusammenarbeit ; Bd. 99)  
ISBN 3-8039-0392-0

NE: Weinschenck, Günther.; Werner, Rolf.; Deutschland <Bundesrepublik> / Bundesminister für Wirtschaftliche Zusammenarbeit: Forschungsberichte des Bundesministeriums . . .

FORSCHUNGSBERICHTE  
DES  
BUNDESMINISTERIUMS FÜR WIRTSCHAFTLICHE  
ZUSAMMENARBEIT

Band 99

Ökonomische Bewertungskriterien  
für die Beurteilung von  
Beratungsvorhaben  
zur standortgerechten Landnutzung  
in bäuerlichen Familienbetrieben

Johannes Kotschi, Günther Weinschenck, Rolf Werner

Köln 1991

**Weltforum Verlag**  
München · Köln · London



## INHALTSVERZEICHNIS

Herausgeber:  
Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit  
Karl-Marx-Straße 4-6 · 5300 Bonn 1

Verantwortlich:  
Werner Klein

Die Meinungen, die in den Forschungsberichten des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit geäußert werden, geben die Auffassung des Autors bzw. der Autoren wieder.

ISBN 3-8039-0392-0

© 1991 Weltforum Verlag, Marienburger Straße 22,  
D-5000 Köln 51  
Weltforum Verlag, London, c/o Hurst & Co. (Publishers) Ltd.,  
1-2 Henrietta St., London WC 2 E 8 PS.

Alle Rechte vorbehalten. Auch die fotomechanische (Fotokopie, Mikrokopie) Vervielfältigung des Werkes oder von Teilen daraus bedarf der vorherigen Zustimmung des Verlages.

Printed in Germany

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	1
<b>1 Einleitung</b>	9
<b>2 Bewertung natürlicher Ressourcen</b>	13
2.1 Qualitative Bewertung prinzipieller Zusammenhänge	15
2.2 Quantitative Messung physischer Zustände und Zusammenhänge	23
2.2.1 Repräsentation der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften durch Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems	24
2.2.2 Ausgewählte Elemente und Teilsysteme mit vertretbarem Meßaufwand	29
2.2.2.1 Ertragsleistungen	29
2.2.2.2 Fruchtfolge und Humusersatzwirtschaft	34
2.2.2.3 Erosion	34
2.2.2.4 Düngung und Pflanzenschutz	37
2.2.2.5 Schadstoffbelastungen	39
2.2.2.6 Wasserbilanzen	40
2.2.2.7 Vielfalt natürlichen Lebens	42
2.2.3 Zwischenbilanz	44
2.3 Ökonomische Bewertung der Nutzung natürlicher Ressourcen	47
2.3.1 Der einzelbetriebliche Wert der Ressourcennutzung	47
2.3.1.1 Marktfähige Güter	48
2.3.1.2 Nichtmarktfähige Güter und Leistungen	49
2.3.2 Die Bewertung der überbetrieblichen Effekte einzelbetrieblicher Ressourcennutzung	50
2.3.2.1 Überbetriebliche on site Effekte	51
2.3.2.1.1 Die Bewertung ökologischer Leistungen	51
2.3.2.1.2 Die Bewertung von Schadenswirkungen (Fallbeispiel Erosion)	55
2.3.2.2 Off site Effekte	60

2.3.3 Die Bewertung der zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Leistungen	61
2.3.3.1 Wahl der Zeitpräferenzrate	62
2.3.3.2 Bewertung zeitabhängiger Leistungen	65
2.3.3.3 Plädoyer für eine ökologisch orientierte Zeitpräferenzrate	69
2.3.3.4 Mikroökonomisch orientierte Zeitpräferenzrate	70
2.3.3.5 Der zinsrelevante Teil der Investitionsausgabe	71
2.3.3.6 Folgerungen für die Projektevaluierung	72
2.3.4 Kriterien zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit	75
2.3.5 Das Akzeptanzproblem	76
2.3.5.1 Akzeptanz auf Produktionsebene	77
2.3.5.1.1 Bestimmungsgründe der Akzeptanz	78
2.3.5.1.2 Wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit und Liquidität	80
2.3.5.2 Akzeptanz auf politischer Ebene	89
3 Anwendung von Evaluierungsmodellen	91
3.1 Bestimmungsfaktoren für die Wahl des Evaluierungsmodells	92
3.2 Einzelbetriebliche Bewertung	96
3.2.1 Methode und Datenbasis	96
3.2.2 Projekt "Landwirtschaftliche Beratung Nyabisindu/Ruanda"	99
3.2.2.1 Kurzbeschreibung des Projektes	99
3.2.2.2 Datengrundlage und Annahmen	99
3.2.2.3 Bewertung der Konturstreifen mit Bäumen und Sträuchern	104
3.2.3 Projekt "Conservation Farming Sri Lanka"	112
3.2.3.1 Kurzbeschreibung des Projektes	112
3.2.3.2 Datengrundlage und Annahmen	113
3.2.3.3 Bewertung des Alley Cropping	116
3.2.4 Schlußfolgerungen	121

3.3 Dynamische Gesamtbewertung am Beispiel eines Modellprojekts	124
3.3.1 Modellgrundlagen	126
3.3.1.1 Ausgangslage	126
3.3.1.2 Ertragsverlauf in Abhängigkeit der Brachedauer	130
3.3.1.3 Erosion	133
3.3.1.4 Leistungen und Kosten von Alley Cropping	133
3.3.2 Bewertung der Projektmaßnahme "Einführung von Alley Cropping"	136
3.3.2.1 Regionale Entwicklung ohne Alley Cropping	136
3.3.2.1.1 Pessimistische Annahmen über die Bodendegradation	136
3.3.2.1.2 Optimistische Annahmen über die Bodendegradation	140
3.3.2.2 Einzelbetriebliche Rentabilität und Akzeptanz der Einführung von Alley Cropping	142
3.3.2.3 Regionale Wirtschaftlichkeit der Einführung von Alley Cropping	145
3.3.2.3.1 Pessimistische Annahmen über die Bodendegradation	145
3.3.2.3.2 Optimistische Annahmen über die Bodendegradation	149
3.3.2.3.3 Erhöhung der Akzeptanzraten	152
3.3.2.3.4 Tragbare Kosten zur Förderung der Akzeptanz	155
3.3.3 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen	159
4 Schlußfolgerungen für die Projektevaluierung und die technische und finanzielle Zusammenarbeit	163

<b>ANHÄNGE</b>	171
I Nutzwertanalyse	173
II Beispiel zur Anwendung finanzmathematischer Methoden	185
III Anhänge III.1 bis III.16 zum Projekt "Landwirtschaftliche Beratung Nyabisindu/Ruanda"	191
IV Anhänge IV.1 bis IV.17 zum Projekt "Conservation Farming Sri Lanka"	259
V Tabellen zum Modellprojekt	243
<b>LITERATUR</b>	351

### ZUSAMMENFASSUNG

Die Zerstörung der Fruchtbarkeit von Böden und der Funktionsfähigkeit von Landschaften entzieht einer wachsenden Weltbevölkerung zunehmend die Ernährungs- und Lebensgrundlagen. Ursache der Zerstörung sind Ressourcennutzungen, die nicht oder zu wenig an die natürlichen Standortverhältnisse angepaßt und deshalb zu intensiv sind. Böden und Landschaften degradieren im Gefolge dieser Ressourcennutzungen sichtbar in Form von Desertifikation und Erosion. Um diese Degradationsprozesse aufzuhalten, wurden und werden Beratungsvorhaben zur Standortgerechten Landnutzung ins Leben gerufen. Ziel der vorliegenden Studie ist es, ökonomische Kriterien zu erarbeiten, aufgrund derer insbesondere Beratungsvorhaben zur Standortgerechten Landnutzung in bäuerlichen Familienbetrieben sachgerecht und vollständig beurteilt werden können.

Die Beurteilung der Standortgerechten Landnutzung in bäuerlichen Familienbetrieben stützt sich auf Kriterien zur Bewertung natürlicher Ressourcen. In der älteren "Farming Systems Theorie" orientiert sich die Auswahl der Kriterien an den Zielen und Wertmaßstäben der Entscheidungsträger in den Betrieben und Haushalten. Dabei werden die wirtschaftlichen und sozialen Rahmenbedingungen und die Stabilität der Produktionsgrundlagen beachtet. Die neuere "Farming Systems Theorie" geht über den Bereich des bäuerlichen Familienbetriebes und dessen wirtschaftlichen Entscheidungshorizont hinaus. Sie bezieht die Landschaft in die Betrachtung ein und dehnt ihren Zeithorizont über den Lebenshorizont der gerade wirtschaftenden Generation aus. Die Beachtung der Stabilität der Produktionsgrundlagen wird auf die Lebensgrundlagen ausgedehnt.

Die Bewertung natürlicher Ressourcen und der Standortgerechtigkeit ihrer Nutzung erfolgt in einem mehrstufigen Evaluierungsprozeß, der wie folgt untergliedert wird:

- qualitative Bewertung prinzipieller Zusammenhänge,
- quantitative Messung und Bewertung physischer Zustände und Zusammenhänge und
- ökonomische Bewertung der Nutzung natürlicher Ressourcen.

Die qualitative Bewertung prinzipieller Zusammenhänge ermöglicht die Identifikation vermuteter Unverträglichkeiten von Landwirtschaft und Projektaktivitäten für die Umwelt und ihre nachhaltige Nutzungsfähigkeit. Die quantitative Messung physischer Zustände und Zusammenhänge ist das naturwissenschaftlich-ökologische Komplement zur ökonomischen Bewertung der Nutzung natürlicher Ressourcen. Sie ist aber nur für ausgewählte Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems mit vertretbarem Meßaufwand möglich. Diskutiert wird die Messung und Bewertung von Ertragsleistungen, der Fruchtfolge und Humusersatzwirtschaft, der Erosion, von Düngung und Pflanzenschutz, von Schadstoffbelastungen, von Wasserbilanzen und der Vielfalt natürlichen Lebens.

Die ökonomische Bewertung der Ressourcennutzung und ihrer Standortgerechtigkeit richtet sich auf zwei Bereiche:

1. Die Ermittlung des einzelbetrieblichen Wertes der Ressourcennutzung. Die Bewertung der in marktfähige Güter umgesetzten Ressourcenleistungen bereitet dabei keine besonderen Schwierigkeiten. Schwierig ist aber häufig die Bewertung nichtmarktfähiger Güter und Leistungen.
2. Die Bewertung der überbetrieblichen Effekte einzelbetrieblicher Ressourcennutzung. Diese externen Effekte der Landnutzung durch Landwirtschaft unterteilen sich in die regionalen on site Effekte und die überregionalen off site Effekte. On site und off site Effekte werden als ökologische Leistungen und Schadenswirkungen bewertet.

Zur Bewertung der überbetrieblichen Effekte gibt es verschiedene Wertansätze, wenn es keinen direkten Marktwert gibt. Grundsätzliche Einwendungen schließen eine Anwendung dieser Wertansätze in Entwicklungsländern weitgehend aus. Weil sich viele überbetrieblichen Wirkungen der Ressourcennutzung ökonomisch nicht bewerten lassen, wird empfohlen, ökologische Leistungen bzw. Schäden, die im konkreten Fall bedeutsam sind, etwa Erosion oder die Erhaltung einer bestimmten vegetativen Struktur, als naturale Größen auszuweisen und in ein lexikographisches Bewertungskonzept einzubeziehen. Ökologische Schadenswirkungen, die zu einer irreversiblen Landschaftszerstörung führen und mit Hunger und einer Zunahme der Sterblichkeit verbunden sind, lassen sich nur durch die Veränderung der Tragfähigkeit wirtschaftlich beurteilen.

Ein besonderes Problem der Ressourcenökonomie ist die Bewertung der Leistungen natürlicher Ressourcen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen. In der Projektevaluierung ist es gegenwärtig überwiegend üblich, künftige Leistungen durch einen an Kapitalmarktzinsen orientierten Diskontierungsfaktor abzuwerten. Die Anwendung einer kapitalmarktorientierten Zeitpräferenzrate führt zwangsläufig zu einer Mindererschätzung künftiger Erträge. Projekte, die auf eine Verbesserung der Standortgerechtigkeit abzielen, streben aber gerade eine Stabilisierung oder Steigerung dieser Erträge an. Für die Evaluierung solcher Projekte erscheint es daher wenig sinnvoll, wenn man die eigentlichen Zielergebnisse nur mit einem Bruchteil ihres Wertes im Projektergebnis berücksichtigt. Verschiedene, ökonomische Gründe sprechen für die Verwendung einer ökologisch orientierten Zeitpräferenzrate von Null.

Zur Demonstration und Erprobung der erarbeiteten Bewertungskriterien werden die einzelbetrieblichen und überbetrieblichen Auswirkungen der Einführung von Maßnahmen der Standortgerechten Landwirtschaft in zwei Projekten untersucht. Bei diesen Projekten handelt es sich um die von

deutscher Seite geförderten Projekte "Conservation Farming" in Sri Lanka und "Landwirtschaftliche Beratung Nyabisindu" in Ruanda. Die zwei ausgewählten Projekte unterscheiden sich in einem wichtigen Punkt. Während im Projekt "Landwirtschaftliche Beratung Nyabisindu/Ruanda" sämtliche, landwirtschaftlich nutzbare Fläche im Prinzip permanent genutzt wird, befindet sich die Landwirtschaft im Gebiet des Projekts "Conservation Farming Sri Lanka" im Übergang von stabiler Feld-Brachewirtschaft zu permanenter Landnutzung. Dieser Unterschied zwischen den Projekten bestimmt im wesentlichen die Wahl des Evaluierungsmodells.

Grundsätzlich lassen sich statische und dynamische Evaluierungsmodelle unterscheiden. Statische Evaluierungsmodelle lassen die dynamischen Wechselbeziehungen zwischen Betrieben, Landschaften und exogen dynamischen Faktoren wie dem Bevölkerungswachstum außer acht. Beziehungen zwischen Produktionsperioden werden - wenn überhaupt - als unverbundene Folge von Einzelperioden dargestellt. Dynamische Modelle berücksichtigen die regional-dynamischen Wechselbeziehungen.

Statische Modelle mit Einzelbetrieben als miteinander nicht verbundenen Elementen haben den Vorzug einfacher Anwendbarkeit und leichter Durchschaubarkeit. Die Ergebnisse repräsentativer Einzelbetriebe können statisch als voneinander unabhängige Ergebnisse - dem Gewicht der repräsentativen Gruppen entsprechend - zum Ergebnis der Projektregion und damit zum gesamtwirtschaftlichen und zum Projekterfolg hochgerechnet werden. Sie kommen jedoch für den hier untersuchten Problembereich nur in Betracht, wenn die negativen ökologischen Auswirkungen der herrschenden Wirtschaftsweise, auf deren Beseitigung die Projekte abzielen,

- a) (noch) nicht so wirksam geworden sind, daß sich Verknappungseffekte von Land und daraus resultierend Interdependenzen und Rückkopplungseffekte ergeben, oder

- b) bereits zu einer vollständigen Verknappung von Land geführt haben, daß im Prinzip permanente Landnutzung vorherrscht.

Bei den dynamischen Evaluierungsmodellen ist die Bezugsgröße grundsätzlich die Projektregion. Die Projektregion wird als System betrachtet. Die Einzelbetriebe sind wichtige Elemente dieses Systems, die untereinander und mit den natürlichen Elementen der Region durch komplexe Wechselbeziehungen über dynamisch verkoppelte Produktionsperioden verbunden sind.

Zunächst werden statische Evaluierungsmodelle beispielhaft angewandt. In beiden Projekten wird die Einführung ziemlich ähnlicher Maßnahmen des Standortgerechten Landbaus untersucht. Ihre einzelbetriebliche Bewertung fällt fast gegensätzlich aus. Die Einführung der Erosionsschutzhecken in Ruanda wirkt sich einzel- und gesamtwirtschaftlich positiv aus. Nach einer dreijährigen "Umstellungsphase", in der eine erhöhte Arbeitsleistung erforderlich ist und der Deckungsbeitrag sinkt, steigen die Flächen- und Arbeitsproduktivitäten erheblich über das Ausgangsniveau. Bestehende Arbeitsspitzen verschärfen sich nicht weiter. Diese drei Faktoren begründen eine relativ hohe wirtschaftliche Akzeptanz der Erosionsschutzhecken auf Produktions- und politisch-gesellschaftlicher Ebene. Zur Förderung der Akzeptanz müßten die Anfangsinvestitionen gegebenenfalls durch Transferzahlungen verringert werden.

Die später anfallende Mehrarbeit bei gleichzeitig höherer Arbeitsproduktivität als im traditionellen Produktionssystem erhöht die Tragfähigkeit. Die wachsende Agrarbevölkerung kann zunächst ohne Unterbeschäftigung im Agrarsektor der Projektregion absorbiert werden. Die Nahrungsversorgung und die Versorgung mit Brenneenergie auf einem sehr stark erhöhten Niveau führt darüberhinaus zu einer weiteren Steigerung der Tragfähigkeit, wenn zunehmende Unterbeschäftigung, Subsistenz und ein Leben an der Armutsgrenze unausweichlich sind.



Die ökologischen Leistungen der Erosionsschutzhecken werden durch den beträchtlichen Rückgang der Erosion repräsentiert. Das Niveau der Bodenfruchtbarkeit spiegelt sich in der Höhe der Ertragsleistungen und den damit verbundenen Arbeits- und Flächenproduktivitäten wieder. Anders ist die Einführung des "Alley Cropping" in Sri Lanka zu beurteilen. Sie führt zu einem leichten Rückgang der Flächenproduktivitäten und einem deutlichen Rückgang der Arbeitsproduktivitäten, insbesondere weil das relativ arbeitsaufwendige und termingebundene Schneiden und Pflegen der Hecken bereits bestehende Arbeitsspitzen verschärft. Die Akzeptanz dieses bisher nur auf Forschungsstationen in Sri Lanka erprobten Ressourcenschutzverfahrens ist daher auf Produktionsebene in bäuerlichen Betrieben und Haushalten äußerst gering.

Da sich die Landwirtschaft im Gebiet des Projekts "Conservation Farming Sri Lanka" im Übergang von stabiler Feld-Brachewirtschaft zu permanenter Landnutzung befindet, läßt sich die Einführung des Alley Cropping nur in einem dynamischen Evaluierungsmodell sachgerecht und vollständig bewerten. Dies wird wegen fehlender Daten anhand eines Modellprojektes in weitestgehender Anlehnung an das Projekt demonstriert.

Das Modellprojekt zeigt die Bedeutung der regional-dynamischen Betrachtung, bei der die herrschenden, vertikalen und horizontalen Interdependenzen berücksichtigt werden. Während aus einzelbetrieblicher, im Prinzip statischer Sicht die Einführung von Alley Cropping nicht rentabel scheint, zeigt die regional-dynamische Betrachtung, daß die Rentabilität aus regionaler und gesamtwirtschaftlicher Sicht kaum unterschätzt werden kann. Das gilt im Beispiel schon dann, wenn man nur Einkommen und Tragfähigkeit berücksichtigt und die aus der Verminderung der Erosion resultierenden off site Effekte unberücksichtigt läßt.

Die beispielhafte Bewertung des Projekts "Conservation Farming Sri Lanka" zeigt, daß Transferzahlungen an die betroffenen Betriebe und Haushalte häufig erst eine Einführung der Ressourcenschutzmaßnahmen aus einzelbetrieblicher Sicht wirtschaftlich erscheinen lassen. Transferzahlungen zur Förderung der Akzeptanz in Betrieben und Haushalten nehmen zwar keinen Einfluß auf die Wirtschaftlichkeit eines Projekts aus gesamtwirtschaftlicher Sicht, sie beeinflussen aber die tatsächlich erzielte gesamtwirtschaftliche und Projektrentabilität. Obwohl Förderungsprämien an betroffene Betriebe und Haushalte die politisch-gesellschaftliche Akzeptanz eines Projekts schmälern, sollte auf sie aber insbesondere während der Einführungsphase von umweltstabilisierenden Neuerungen nicht verzichtet werden, wenn dadurch die tatsächlich erzielte gesamtwirtschaftliche und Projektrentabilität entscheidend gesteigert werden können.

Im Ergebnis finden Umweltverträglichkeit und Belange des Ressourcenschutzes in der technischen und finanziellen Zusammenarbeit nur dann hinreichend Berücksichtigung, wenn sie möglichst früh in den Planungsprozeß integriert sind. Die Schnittstellen zur Integration ökologischer Belange in den Projektzyklus werden daher aufgezeigt. Die beispielhaft durchgeführten Projektbewertungen entsprechen im Prinzip der Präevaluierung von Projekten mit Umweltwirkungen. Die Präevaluierung schließt die Planungsphase im Projektzyklus ab.

## 1 Einleitung

Die Zerstörung der Fruchtbarkeit von Böden und der Funktionsfähigkeit von Landschaften schreitet weltweit schneller denn je voran (vgl. etwa State of the World 1988). Sie entzieht einer wachsenden Weltbevölkerung zunehmend die Ernährungs- und Lebensgrundlagen. Da sie häufig irreversibel ist, führt sie zu einer nicht einlösbaren Hypothek, die künftigen Generationen aufgebürdet wird. Ursache der Zerstörung sind Ressourcennutzungen, die nicht oder zu wenig an die natürlichen Standortverhältnisse angepaßt und deshalb zu intensiv sind. Böden und Landschaften degradieren im Gefolge dieser Ressourcennutzungen sichtbar in Form von Desertifikation und Erosion. Um diese Degradationsprozesse aufzuhalten, wurden und werden Beratungsvorhaben zur Standortgerechten Landnutzung ins Leben gerufen.

Landnutzung in bäuerlichen Familienbetrieben ist im wesentlichen Landwirtschaft. Standortgerechte Landwirtschaft hat zum Ziel "... eine hohe und nachhaltige Produktivität am betreffenden Standort zu erreichen und dabei gleichzeitig ein ausgewogenes Ökosystem wiederherzustellen" (Kotschi und Adelhelm 1984). Landbewirtschaftung ist deshalb standortgerecht, wenn sie so in die Landschaft eingefügt ist, daß deren Funktionsfähigkeit auf allen Ebenen erhalten bleibt. Dabei gilt spätestens seit Thaer (1810), daß sie gleichzeitig den ökonomischen Rahmenbedingungen nach wirtschaftlichen Grundsätzen angepaßt ist.

Ein zentrales Ergebnis der Angepaßtheit an die natürlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen eines Standorts soll die nachhaltige und auf hohem Produktivitätsniveau liegende Ressourcennutzung sein. Die Forderung nach hoher Produktivität ergibt sich aus den Ansprüchen, die jede Generation stellt oder glaubt stellen zu müssen, um ihren Lebensunterhalt bestreiten zu können. Das Ziel der Nachhaltigkeit erwächst aus der Verpflichtung, künftigen Generationen eine Umwelt zu hinterlassen, die ihnen die gleiche Lebensgrundlage bietet wie den

herrschenden Generationen. Hohe Produktivität und Nachhaltigkeit sind in den Augen vieler Menschen unvereinbare Ziele. Das gilt aber nicht mehr, wenn man den Blick von der kurz- auf die langfristige und von der individuellen auf die gesellschaftliche Sichtweise erweitert. Entscheidungen über die Intensität der Ressourcennutzung fallen dann häufig nicht mehr zugunsten der kurzfristig-individuellen Vorteilsmaximierung aus.

Die Ergänzung des Produktivitätsziels um das Ziel der Nachhaltigkeit erfordert eine Erweiterung der Kriterien, aufgrund derer über Durchführung und Wirtschaftlichkeit eines Projekts entschieden wird. In der gängigen Praxis der Projektbeurteilung hat das Kriterium der Kapitalverzinsung eine herausragende Bedeutung (vgl. etwa Gittinger 1982). Die beste Verzinsung von Finanzressourcen gilt als Ausdruck der höchstmöglichen gesamtwirtschaftlichen und der Projektrentabilität. Sie soll gewährleisten, daß ein Projekt bestmöglich zur Wohlfahrtssteigerung der betroffenen Bevölkerung beiträgt. Dabei wird in der Regel zwar eingeräumt, daß vielen Aspekten, insbesondere denen einer standortgerechten Ressourcennutzung, zu wenig Beachtung geschenkt wird, weil sie sich einer wirtschaftlichen Bewertung teilweise oder ganz entziehen, an der grundsätzlichen Überbetonung des Kriteriums "maximale Kapitalverzinsung" hat das bisher aber wenig geändert.

Ziel der vorliegenden Studie ist es daher, ökonomische Kriterien zu erarbeiten, aufgrund derer insbesondere Beratungsvorhaben zur standortgerechten Landnutzung in bäuerlichen Familienbetrieben sachgerecht und vollständig beurteilt werden können. Zur Erarbeitung der Kriterien werden die Möglichkeiten und Grenzen der **Bewertung natürlicher Ressourcen** aufgezeigt, bevor die erarbeiteten Kriterien durch **Anwendung von Evaluierungsmodellen** beispielhaft für zwei laufende Projekte der standortgerechten Landnutzung erprobt werden.

Die **Bewertung natürlicher Ressourcen** folgt einer Dreiteilung: **Qualitative Bewertung prinzipieller Zusammenhänge.** In diesem Abschnitt sollen die Möglichkeiten und Grenzen von Methoden dargestellt werden, mit denen aufgrund einer systematischen qualitativen Bewertung der prinzipiellen Zusammenhänge zwischen Ressourcennutzung und ihrer Nachhaltigkeit mögliche Unverträglichkeiten der Landwirtschaft für die Umwelt und ihre nachhaltige Nutzungsfähigkeit identifiziert werden können.

**Quantitative Messung physischer Zustände und Zusammenhänge.** Sie ist das naturwissenschaftlich-ökologische Komplement zur ökonomischen Bewertung. Deshalb sollen in diesem Abschnitt Kriterien erarbeitet werden, mit denen sich physische Zustände und Zusammenhänge im Landschaftshaushalt messen und repräsentieren lassen, und die in der Projektevaluierung anwendbar sind.

**Ökonomische Bewertung der Nutzung natürlicher Ressourcen.** Sie ist die ökonomische Grundlage der Projektbewertung. Sie ist aber noch nicht die Projektevaluierung selbst, die in statischen oder dynamischen Denk- und Rechenmodellen erfolgt. Sie soll den wirtschaftlichen Wert des Beitrags ermitteln, den die herrschende oder eine veränderte Ressourcennutzung einzelbetrieblich und überbetrieblich leistet, und der durch die Bewertung der Leistungen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, zustandekommt. Dabei werden Kriterien zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit erarbeitet. Ein besonderes Problem der ökonomischen Bewertung ist die Akzeptanz der Einführung von Neuerungen. Da es sich bei Maßnahmen der standortgerechten Landwirtschaft um Neuerungen handelt, sind Fragen der Akzeptanz, die auf der Produktionsebene in Betrieben und Haushalten und auf politisch-gesellschaftlicher Ebene entstehen, von hoher Bedeutung, wenn über die Förderung und Finanzierung von Projekten der standortgerechten Landwirtschaft entschieden wird. Akzeptanzfragen werden deshalb als wichtiger Bestandteil der ökonomischen Bewertung behandelt.

Die Anwendung von Evaluierungsmodellen soll die Anwendung der erarbeiteten Bewertungskriterien in statischen und dynamischen Denk- und Rechenmodellen demonstrieren. In statischen Evaluierungsmodellen fallen die Ergebnisse der einzelbetrieblichen sowie der gesamtwirtschaftlichen und der Projektbewertung zusammen. Ist das nicht der Fall, sind dynamische Evaluierungsmodelle anzuwenden. Vor der Demonstration und Erprobung der erarbeiteten Kriterien am Beispiel von zwei laufenden Projekten werden daher die **Bestimmungsfaktoren für die Wahl des Evaluierungsmodells** dargestellt. Beide Projekte werden in statischen Evaluierungsmodellen **einzelbetrieblich bewertet**. Eines der Projekte läßt sich nur in einem dynamischen Evaluierungsmodell sachgerecht und vollständig bewerten. Weil zur Bildung des dynamischen Evaluierungsmodells wesentlich mehr Daten erforderlich sind, als verfügbar waren, mußten sehr viel weitergehende Annahmen getroffen werden als in der einzelbetrieblichen Bewertung des Projekts. Deshalb wird vom Projekt abstrahiert und seine **dynamische Gesamtbewertung am Beispiel eines Modellprojekts** demonstriert.

Die vorliegende Studie leistet erst dann einen Beitrag für die Entwicklungszusammenarbeit, wenn ihre Ergebnisse Eingang in die praktische Projektevaluierung und damit verbunden in die Projektauswahl und Projektfinanzierung finden. Deshalb werden **Schlußfolgerungen für die Projektevaluierung und die technische und finanzielle Zusammenarbeit** gezogen. Sie sollen aufzeigen, wo sich Änderungen im Projektzyklus ergeben.

## 2 Bewertung natürlicher Ressourcen

Die Bewertung natürlicher Ressourcen in landwirtschaftlichen Betrieben und Haushalten folgt weitgehend den Zielen und Wertmaßstäben ihrer Entscheidungsträger. Unter standortgerechter Wirtschaftsweise versteht man in der älteren "Farming Systems Theorie" die Ausrichtung und Gestaltung der Produktion nach diesen Zielen unter Beachtung der wirtschaftlichen und sozialen Rahmenbedingungen und der Stabilität der Produktionsgrundlagen. Dabei ist es gleichgültig, ob die Ziele dem Erwerbsprinzip folgen und die Produktion nach den am Markt erzielbaren Preisen ausgerichtet ist, ob sie dem Subsistenzprinzip folgen und die Produktion direkt nach den Konsumbedürfnissen bäuerlicher Familien ausgerichtet ist, oder ob sie einer Kombination beider Prinzipien folgen.

Die neuere "Farming Systems Theorie" geht über den Bereich des Einzelbetriebes mit seinem Haushalt und dessen wirtschaftlichen Entscheidungshorizont hinaus. Sie bezieht die Landschaft, von der jeder Einzelbetrieb ein Teil ist, in die Betrachtung ein und dehnt ihren Zeithorizont über den Lebenshorizont der gerade wirtschaftenden Generation aus.

Landbewirtschaftung gilt als standortgerecht, wenn sie

- so in die Landschaft eingefügt ist, daß deren Funktionsfähigkeit
- ∨ auf allen Ebenen erhalten bleibt und gleichzeitig
- den ökonomischen Rahmenbedingungen nach wirtschaftlichen Grundsätzen angepaßt ist.

Standortgerechte Ressourcennutzung umfaßt daher nicht nur die Wahrung der Stabilität der landwirtschaftlichen Produktionsgrundlagen, sondern auch die Erhaltung der gesamten Funktionsfähigkeit der Landschaft, nicht nur die Optimierung der landwirtschaftlich genutzten Bodenfruchtbarkeit sondern der gesamten Fruchtbarkeit der Landschaft.

Die Fruchtbarkeit der Landschaft beinhaltet die landwirtschaftlich genutzte Bodenfruchtbarkeit und die Fruchtbarkeit einer Landschaft, die bei außerlandwirtschaftlicher Nutzung des Boden-, Wasser-, Luft- und Klimahaushalts oder in Form der Vielfalt natürlichen Lebens zum Tragen kommt. <sup>3</sup> Landwirtschaftliche Ressourcennutzung beeinträchtigt unter Umständen die außerlandwirtschaftlichen Formen der Landschaftsnutzung und damit die Fruchtbarkeit von Landschaften.

Die Bewertung der Fruchtbarkeit der Landschaft und damit der Ressourcennutzung und ihrer Standortgerechtigkeit ist ein umfassendes Problem. Seine vollständige Lösung erfordert eine Intensität und Tiefe der Untersuchung, die bei der praktischen Projektevaluierung nicht in jedem Stadium des mehrstufigen Evaluierungsprozesses geleistet werden kann und die auf jeder Stufe zu leisten auch nicht notwendig ist.

Um das Problem einer Lösung näher zu bringen, unterscheiden wir

- die qualitative Bewertung prinzipieller Zusammenhänge,
- die quantitative Messung und Bewertung physischer Zustände und Zusammenhänge und
- die ökonomische Bewertung der Nutzung natürlicher Ressourcen.

## 2.1 Qualitative Bewertung prinzipieller Zusammenhänge

Für eine systematische qualitative Bewertung der prinzipiellen Zusammenhänge zwischen Ressourcennutzung und ihrer Nachhaltigkeit ist die Matrixmethode entwickelt worden. Die Matrixmethode ist ein weiches Bewertungsmodell mit qualitativer Input-Output-Struktur. Sie bildet das Anfangsglied einer systematischen Beurteilung von Projekten und soll in erster Linie die prinzipiellen Zusammenhänge

- zwischen gegenwärtigen Methoden der Ressourcennutzung (Wirtschaftsweisen bzw. Bewirtschaftungssystemen) und deren Wirkungen auf die natürliche und soziale Umwelt und
- zwischen geplanten Projektaktivitäten zur Veränderung der Wirtschaftsweisen und deren möglichen Wirkungen auf die natürliche und soziale Umwelt

aufdecken.

Die Matrixmethode hat den Zweck, zu einer zunächst groben Abschätzung möglicher Umweltwirkungen von Projektmaßnahmen beizutragen. Sie soll es dem Auftraggeber erleichtern gezielte Leistungsbeschreibungen für die Prüfung der Umweltwirkungen eines Projektes zu formulieren. Dem Evaluierungsteam soll sie zeigen, welchen Sachverhalten es besondere Aufmerksamkeit widmen soll. Die Matrixmethode ergänzt mit anderen Worten in erster Linie die bisher üblichen Verfahren der Projektidentifikation, um eine angemessene Berücksichtigung der Umweltwirkungen im eigentlichen Evaluierungsprozeß sicherzustellen.

Die Matrixmethode ist ein Instrument der Umweltverträglichkeitsprüfung - des environmental impact assessment - das von der amerikanischen Entwicklungsorganisation USAID (Harza Engineering 1980) eingeführt wurde. In der Matrixmethode des Agrarordners der GTZ (1986) werden anthropogenen Aktivitäten vermutete Wirkungen zugeordnet, etwa auf die

Abb. 1: Matrixbereich "Tierproduktion" - Teil 1

Matrixbereich		D. TIERPRODUKTION													3/IDbIa 5/84											
		D. TIERPRODUKTION													Blöcke/ Landschaft											
		Boden			Wasser				Luft/Klima			Arten			Landschaft											
	Komponenten der natuerlichen Umwelt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Tier- gat- tungs- art	Hal- tungs- form	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
	Größe																									
	Wieder- kaeuer (Rin- der, Buef- fel)																									
	Größe																									
	Wieder- kaeuer (Rin- der, Buef- fel)																									

Es folgen weitere Haltungsformen, andere Tiergattungen und Verfahren der Versorgung mit Zukaufsfuttermitteln.

noch Abb. 1: ... Teil 2

Matrixbereich		D. TIERPRODUKTION													3/IDbIb 9/84											
		D. TIERPRODUKTION													Blöcke/ Landschaft											
		Boden			Wasser				Luft/Klima			Arten			Landschaft											
	Komponenten der soziö-ökon. Umwelt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Tier- gat- tungs- art	Hal- tungs- form	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
	Größe																									
	Wieder- kaeuer (Rin- der, Buef- fel)																									
	Größe																									
	Wieder- kaeuer (Rin- der, Buef- fel)																									

Quelle: Agrarordner der GTZ 1986.

- natürliche Umwelt wie
  - Boden,
  - Wasser,
  - Luft und Klima,
  - Biotope und Arten, sowie
  - Landschaft und die
- sozioökonomische Umwelt wie
  - Arbeitszeit- und Flächenbedarf,
  - erzielbare Einkommen,
  - Einkommensrisiko,
  - Güterversorgung,
  - Lebensqualität und
  - Ausbildungserfordernisse.

Jeder dieser Wirkungsbereiche ist weiter untergliedert. Auch die Aktivitäten sind sehr fein gegliedert, so daß die Matrizen mehrere Seiten im Agrarordner der GTZ füllen (vgl. Abbildung 1). "Vermutete" Umweltwirkungen werden dokumentiert und identifiziert (Pfuhl 1986).

Die Matrixmethode führt trotz ihrer Detailschärfe und ihres impaktanalytischen Aufbaus nur zu einem geringen Informationsgewinn über die im Einzelfall tatsächlich zu berücksichtigenden Umweltwirkungen von Projektmaßnahmen. Infolge ihrer qualitativen Inhalte läßt sie im Prinzip keine Bewertung zu. Die Detailschärfe erschwert die Identifikation von Umweltwirkungen, da für diesen Zweck ein größeres Instrumentarium ausreicht. Sie erschwert die Bewertung, weil eine qualitative Bewertung nur über wenige Merkmale handhabbar ist. Die Matrizen sollten daher wesentlich aggregiert werden.

Eine zweite Grenze der Matrix-Methode ist ihr zweidimensionaler Aufbau. Sie beschränkt sich daher auf die Auflistung monokausaler Ursache-Wirkungsbeziehungen und gestattet keine Aussagen über die Wechselwirkungen in ökologischen Systemen, etwa zwischen Projektaktivitäten, oder zwischen den abgegrenzten Umweltbereichen. Der fehlende System-

charakter vermittelt ein lineares und beinahe statisches Wirkungsverhalten. Prozesse mit ihren Rückkopplungsbeziehungen scheinen keine wichtige Rolle zu spielen. Die Systemsimulation mit entsprechenden Programmen der elektronischen Datenverarbeitung wäre ein fortschrittlicher Ersatz der Matrix-Methode. Doch daran ist derzeit in Ermangelung geeigneter Modelle und ihrer Datengrundlage nicht zu denken.

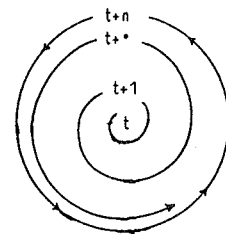
Eine Verbesserung und Weiterentwicklung der Matrix-Methode könnte in Richtung der in Abbildung 2 dargestellten Aggregation und dreidimensionalen Auflösung der Matrizen erfolgen. Pfeile kennzeichnen erwartete Wirkungsbeziehungen und Leserichtung. In der ersten Wirkungsebene sind die Wirtschaftsweisen des Pflanzenbaus und der Tierhaltung mit ihren Faktoransprüchen verknüpft. Dadurch werden die Bewirtschaftungssysteme des Pflanzenbaus und der Tierhaltung gekennzeichnet. Die zweite Wirkungsebene zeigt den Zusammenhang zwischen Wirtschaftsweisen und ihren möglichen physikalischen und chemischen Folgen im Landschaftshaushalt. Die dritte Wirkungsebene verbindet die Wirtschaftsweisen (Bewirtschaftungssysteme) und die physikalischen und chemischen Zustands- und Flußgrößen im Landschaftshaushalt mit den biologischen Folgen im Landschaftshaushalt.

Die physikalischen und chemischen Folgen der Wirtschaftsweisen werden von den biologischen unterschieden, weil die ersteren Voraussetzungen für die biologischen sind. Menschliches Leben, sowie Pflanzen und Tiere sind zwar mannigfaltig an Boden-, Wasser-, Luft- und Klimahaushalt beteiligt und mit ihm jeweils in komplexen Kreisläufen zurückgekoppelt, sie werden aber von chemischen und physikalischen Zuständen und Vorgängen in Boden, Wasser, Luft und Klima dominiert.

In der Matrix wird mit der Trennung der biologischen Folgen von den physikalischen und chemischen und ihrer Gegenüberstellung zu den Wirtschaftsweisen in Pflanzenbau und Tierhaltung im Prinzip ein Kreislauf geschlossen. Die Beziehungen zwischen einer Veränderung der Bewirtschaft-

Abb.2: Zusammenhang zwischen Aktivitäten in Pflanzenbau und Tierhaltung und ihre möglichen Folgen<sup>1)</sup>

		PFLANZENBAU					TIERHALTUNG				
		Brache, Fruchtfolge und Struktur von Parzellen	Kulturtechnik, Meliorationen, Landschaftsbild etc.	Technik der Bodenbearbeitung bei Saat, Pflege und Ernte	zugekaufte biologische und chemische Pflanzenbehandlung	zugekaufte mineralische und organische Düngung	Tierart, Umfang und räumliche und saisonale Verteilung	Technik der Haltung, insbesondere der Ver- und Entsorgung	Verwertung des Exkrementes	Fütterung	biologische und chemische Leistungsförderer
Faktorausprüche der Aktivitäten	Flächenansprüche Flächenumfang	↓						↓			
	räumliche Verteilung	↓	↓					↓			
	zeitliche Belegung	↓	↓					↓			
	Bodenfruchtbarkeit	↓	↓	↓	↓	↓		↓		↓	
	Arbeitsansprüche Zeitungsumfang	↓	↓	↓			↓	↓	↓		
	saisonale Verteilung	↓	↓	↓			↓	↓	↓		
	Ausbildung	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	
	Kapitalansprüche Investitionssumme	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	
	Bindungsdauer	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	
	Finanzierung	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	
Physikalische und chemische Folgen der Aktivitäten im Landschaftshaushalt			→				→				
		→	→	→				→			
		→	→	→		→		→			
		→	→	→				→	→	→	
		→	→	→		→		→	→	→	
		→	→	→				→	→	→	
		→	→	→		→		→	→	→	
		→	→	→				→	→	→	
		→	→	→		→		→	→	→	
		→	→	→		→		→	→	→	



	Biologische Folgen der Aktivitäten im Landschaftshaushalt							
	Tragfähigkeit bzw. Güter der Nahrungs- und Rohstoffversorgung						Qualität d. Landschaft als Lebensraum für	
	Wassermengen	Luftmengen	pflanzliche Ertragsmengen	tierische Ertragsmengen	Gehaltsstoffe in jeweiligen Mengen	Schadstoffe in jeweiligen Mengen	Freizeit und Erholung	Vielfalt natürlichen Lebens
Bodenhaushalt	↑	↑	↑	↑			↑	↑
Versiegelung	↑		↑				↑	↑
Erosion	↑		↑				↑	↑
Versalzung u. Auslaugung	↑		↑		↑	↑	↑	↑
Verdichtung	↑		↑		↑		↑	↑
Schadstoffbelastung	↑		↑		↑	↑	↑	↑
Wasserhaushalt	↑		↑	↑			↑	↑
Grundwasserneubildung	↑		↑				↑	↑
Bodenspeicherung	↑		↑		↑		↑	↑
Überschwemmung	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑
Schadstoffbelastung	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑
Luft- und Klimahaushalt	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑
Großklima	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑
Kleinklima	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑
Bestandsklima	↑		↑		↑		↑	↑
Schadstoffbelastung	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑
Bewirtschaftungssystem	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑

<sup>1)</sup> Entworfen nach einem Schema von Maragos, Soegiarto, Gomez und Dow 1953, S.250f



tungssysteme und ihren physikalischen, chemischen und daraus resultierend biologischen Folgen haben dynamischen Charakter. Die physikalischen, chemischen und biologischen Folgen sind über Rückkopplungsmechanismen miteinander und mit den Bewirtschaftungssystemen verbunden.

In der Matrixdarstellung wird der dynamische Charakter der Wirkungszusammenhänge durch das Unterscheiden der Bereiche

- wirtschaftliche Aktivitäten in Pflanzenbau und Tierhaltung,
- Faktor- bzw. Ressourcenansprüche,
- physikalische und chemische Folgen, sowie
- biologische Folgen

zwar prinzipiell erfaßt, es ist jedoch nicht möglich, den quantitativen Zusammenhang und die Struktur der zeitlichen Beziehungen darzustellen.

Die Matrix hat die Funktion einer Merkliste, mit der im konkreten Einzelfall geprüft werden kann, in welchen Bereichen mit Wirkungen und Folgen zu rechnen ist, die genauer zu analysieren sind. Der Anwender wird an komplexe Zusammenhänge erinnert und identifiziert auf der Grundlage gegebener Wirtschaftsweisen und geplanter Projektaktivitäten mit Hilfe der Checkliste der Matrix und seines Wissens mögliche Unverträglichkeiten der Landwirtschaft für die Umwelt und ihre nachhaltige Nutzungsfähigkeit.

Die Unverträglichkeit der Landwirtschaft zu quantifizieren, umfaßt zwei Teilschritte:

1. Die quantitative Messung physischer Zustände und Zusammenhänge (physische Bewertung) und
2. ihre ökonomische Bewertung.

## 2.2 Quantitative Messung physischer Zustände und Zusammenhänge

Die Zusammenhänge zwischen physischen Zuständen sind ein vielfältiges Geflecht kausaler Wechselbeziehungen. Sind die Wechselbeziehungen bekannt, dann weiß man, mit welchen Rückkopplungen eine Zustandsänderung auf andere Zustände wirkt, etwa Erosion auf Ertragsfähigkeit. Die Quantifizierung der Wechselwirkungen erfordert die quantitative Messung von Zuständen und in deren Abfolge von Entwicklungen. Demzufolge ist die statische Betrachtung von der dynamischen zu unterscheiden.

**Statische und dynamische Betrachtung.** Die Beziehungen zwischen der wirtschaftlichen Nutzung einer Landschaft und der daraus sich möglicherweise ergebenden Veränderung der Stabilität und Funktionsfähigkeit des Landschaftssystems haben im allgemeinen dynamischen Charakter. Veränderungen der durch Bewirtschaftung veränderten Ressourcenverfügbarkeit, etwa der Bodenfruchtbarkeit oder der in einer Landschaft lebenden Artenvielfalt, treten in der Regel mit zeitlichen Verzögerungen auf und wirken ihrerseits auf die Verfügbarkeit anderer Ressourcen mit oder ohne zeitliche Verzögerung ein.

Bei der quantitativen Messung physischer Zustände und Zusammenhänge sind daher zu unterscheiden:

- Die Messung von Ist-Zuständen in bestimmten Zeitpunkten. Es handelt sich um die statische Betrachtung.
- Die Stabilitätsanalyse. Sie zielt auf die Beurteilung der Stabilität bestehender Zustände und richtet sich auf die Messung von deren Änderungsraten. Sie leitet zur dynamischen Betrachtung über.
- Die Messung der Entwicklung bzw. der dynamischen Abfolge wechselseitig abhängiger Zustände. Es handelt sich um die dynamische Betrachtung.

Die Funktionsfähigkeit eines Landschaftssystems läßt sich als Ganzes nicht oder nur schwer messen und in einer sinnvollen Meßzahl ausdrücken. Die Aufmerksamkeit richtet sich daher in der Regel auf ausgewähl-

te Teilaspekte des Systems. Die damit zwangsläufig verbundene Reduktion der Betrachtung muß folgende Kriterien erfüllen:

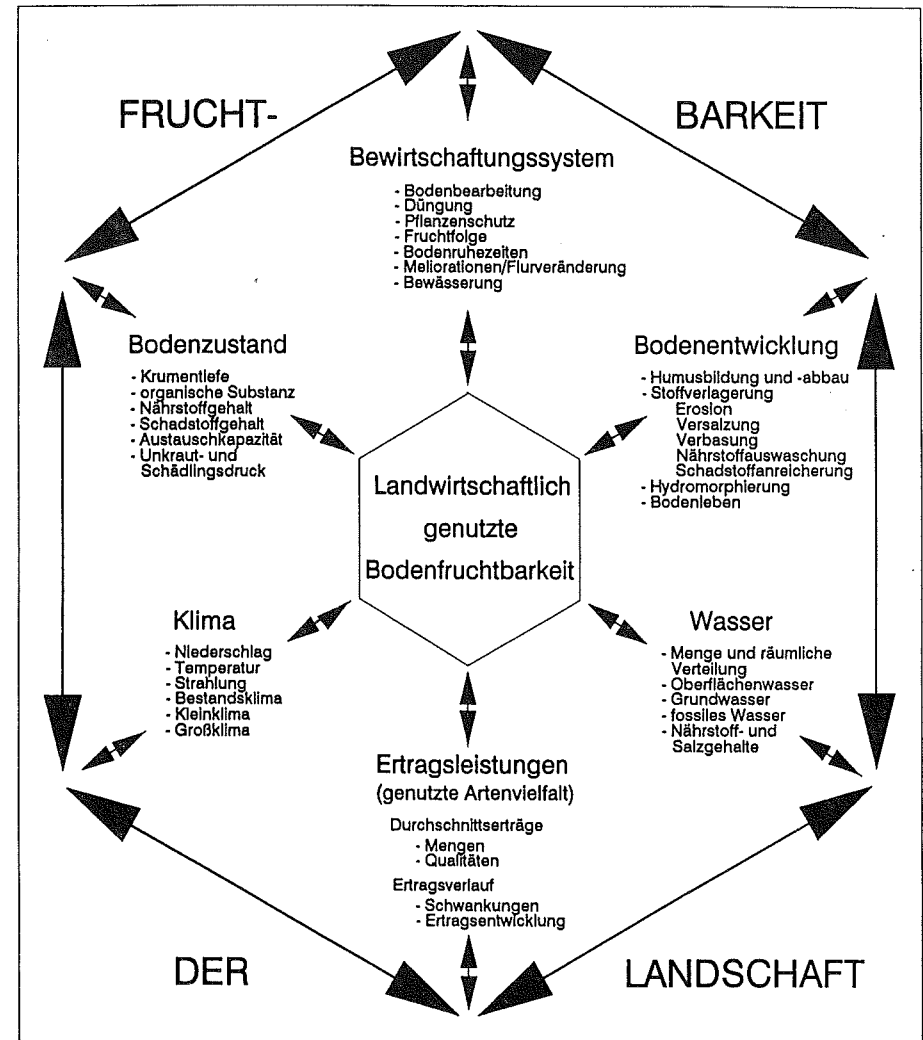
- Die reduzierte Betrachtung - in der Regel die Messung des Zustandes eines Teilsystems oder einzelner Elemente des Systems - muß sich auf "repräsentative" Teilsysteme oder Elemente richten, d.h. auf Teilsysteme oder Elemente, deren Zustand mit dem für die Betrachtung relevanten Zustand des Systems eng korreliert ist.
- Die Messung muß operational sein, d.h. sie muß so einfach sein, daß entweder das Evaluierungsteam in der Lage ist, den Zustand der repräsentativen Teilsysteme zu schätzen, oder die Projektbetreiber mit tragbarem Aufwand durchführbare Messungen vornehmen können.

Wenn die Umweltwirkungen eines Projekts gemessen und bewertet werden sollen, ist es schon bei der Einrichtung des Projekts von großer Bedeutung, repräsentative umweltrelevante Parameter auszuwählen und die Möglichkeit für eine kontinuierliche Messung ihrer Veränderung zu schaffen. Die Auswahl repräsentativer Elemente und Teilsysteme und gegebenenfalls die Einrichtung von Versuchs- und Beobachtungsfeldern müssen zu Beginn eines Projektes erfolgen.

### 2.2.1 Repräsentation der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften durch Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems

Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems lassen sich wie in Abbildung 3 gliedern. Die landwirtschaftlich genutzte Bodenfruchtbarkeit ist Teil der Fruchtbarkeit von Landschaften. Zwischen beiden sind Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems angeordnet, die beide bestimmen. Die Darstellung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Sie soll lediglich die Vielfalt der Elemente und Teilsysteme und der ablaufenden Prozesse veranschaulichen. Die Komplexität wird bereits am Beispiel der Messung der landwirtschaftlich genutzten Bodenfruchtbarkeit und seiner repräsentativen Elemente und Teilsysteme deutlich.

Abb.3: Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems



Quelle: nach Dabbert 1990

Die landwirtschaftlich genutzte Bodenfruchtbarkeit läßt sich im Prinzip über zwei Typen von Kriterien messen:

1. Parameter zur Beschreibung der Bodenfruchtbarkeit und ihrer Stabilität, etwa durch Variable des Bodenzustands und seiner Entwicklung, sowie des Klima- und des Wasserhaushalts der Landschaft und
2. Ertragsleistungskriterien.

Parameter zur Beschreibung der Bodenfruchtbarkeit und ihrer Stabilität sind etwa

- Krumentiefe,
- Anteil und Qualität organischer Bodenbestandteile,
- Nährstoffgehalt,
- Feldwasserkapazität,
- Schadstoffgehalt,
- Ionenaustauschkapazität,
- Unkraut- und Schädlingsdruck und
- ihre Veränderungsraten etwa infolge von Erosion, Versalzung und Nährstoffauswaschung.

Die Messung der Bodenfruchtbarkeit aufgrund der Bodenparameter erfordert eine Ergänzung durch Parameter des Klima- und Wasserhaushalts. Die Parameter lassen sich im Prinzip in Bodenwertzahlen oder Ertragsmeßzahlen zusammenfassen. Das setzt jedoch sehr umfangreiche Beobachtungen voraus.

Der Vorteil der Messung der Bodenfruchtbarkeit über Parameter zu ihrer Beschreibung ist, daß die Ursachen der Bodenfruchtbarkeit und ihrer Veränderung unmittelbar erfaßt werden. Der Nachteil ist, daß die Parameter über den eigentlichen Zweck der Landbewirtschaftung, die Erzeugung von Nahrungsmitteln und Rohstoffen allenfalls nur indirekte Aussagen zulassen, weil die Beziehungen zwischen einer Veränderung der die Bodenfruchtbarkeit beschreibenden Parameter und der Ertragsleistungen nur indirekt meßbar sind.

Der Aufwand zur Messung der die Bodenfruchtbarkeit beschreibenden Parameter ist sehr hoch. Für die Projektarbeit kommt diese Form der Evaluierung nur in den Fällen in Betracht, in denen diese Parameter für die Abschätzung von Änderungsraten der Ertragsleistungen und für die Beschreibung der Fruchtbarkeit von Landschaften unverzichtbar sind.

Die Messung der Bodenfruchtbarkeit aufgrund der Ertragsleistungen eines natürlichen Standorts setzt sich aus zwei Komponenten zusammen:

1. Durchschnittserträge. Sie sind differenziert nach
  - Erntemengen und Fruchtarten,
  - Qualitätsmerkmalen des Ernteguts und
  - Fruchtfolge- und Nutzungsgrenzen.

Ein natürlicher Standort ist umso fruchtbarer, je höher die Erträge der Fruchtarten, je besser die an den Verwendungszwecken gemessene Qualität der Ernteprodukte, je weiter die Fruchtfolgegrenzen und je höher die Zahl der möglichen Nutzungen und Fruchtarten ist.

2. Verlauf von Erträgen, gekennzeichnet durch Ertragsschwankungen und die Entwicklung von Erträgen.

Ertragsleistungen, insbesondere durchschnittliche Erntemengen, repräsentieren Niveau und Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Bodenfruchtbarkeit.

Änderungsraten der Ertragsleistungen geben Auskunft über die Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Bodenfruchtbarkeit. Aufgrund witterungsbedingter jährlicher Ertragsschwankungen lassen sich Änderungsraten nur aus längeren Zeitreihen gemessener Erträge, etwa fünf- bis zehnjährige Beobachtungen, aus der Vergangenheit abschätzen. Dabei sind die Ertragsschwankungen selbst Ausdruck für die Bodenfruchtbarkeit. Je geringer die Schwankungen sind, um so höher ist die Fruchtbarkeit.

Niveau und Änderungsraten der Ertragsleistungen gehen einher mit Niveau und Änderungsraten der Parameter zur Beschreibung der Bodenfruchtbarkeit. Diese Parameter und die Ertragsleistungen werden durch das landwirtschaftliche Bewirtschaftungssystem beeinflusst. Eine Änderung des landwirtschaftlichen Bewirtschaftungssystems ändert Niveau und Änderungsraten von Ertragsleistungen und der die Bodenfruchtbarkeit beschreibenden Parameter. Zur Analyse der interdependenten Wechselbeziehungen hält man in der Regel das landwirtschaftliche Bewirtschaftungssystem konstant.

Ein unverändertes landwirtschaftliches Bewirtschaftungssystem findet man in der Regel nur unter Versuchsbedingungen und in stationären Agrargesellschaften. Die Bewirtschaftungssysteme der heutigen Landwirtschaft ändern sich aufgrund technischer Fortschritte und aufgrund der Besiedlung im Gefolge des Bevölkerungswachstums. Daher ist die Isolierung der Wechselwirkungen zwischen

- dem Bewirtschaftungssystem,
- den Parametern zur Beschreibung der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften und
- den Ertragsleistungen

nur in aufwendigen Versuchen möglich.

In der Projektarbeit ist es nur eingeschränkt möglich, Versuche zur Aufdeckung der Wechselwirkungen anzustellen. Das Monitoring beschränkt sich daher in der Regel auf einfach zu messende Größen, die in den Wechselwirkungen eine Schlüsselrolle haben und deren enge Wechselbeziehungen zu anderen Größen in Modellen und in der Literatur beschrieben sind. Ein solches Vorgehen ist bisher aber nur für ausgewählte Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems möglich.

### 2.2.2 Ausgewählte Elemente und Teilsysteme mit vertretbarem Meßaufwand

Die folgenden Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems lassen sich mit vertretbarem Aufwand messen oder abschätzen:

- Ertragsleistungen,
- Fruchtfolge und Humusersatzwirtschaft,
- Erosion,
- Düngung und Pflanzenschutz,
- Schadstoffbelastungen,
- Wasserbilanzen und
- Vielfalt natürlichen Lebens.

#### 2.2.2.1 Ertragsleistungen

Die Messung der Ertragsleistungen gewährleistet, daß implizit sämtliche Wechselwirkungen zwischen den Parametern zur Beschreibung der Bodenfruchtbarkeit und ihrer Änderung berücksichtigt sind. Die Ertragsleistungen sind quasi der Index der Parameter zur Beschreibung der Bodenfruchtbarkeit und ihrer Entwicklung. Ertragsleistungen verschiedener Feldfrüchte und Kulturen kann man über Getreide- oder Energieeinheiten oder über Relativrechnungen vergleichbar machen und aggregieren. Da Ertragsleistungen Ziel der Landbewirtschaftung sind, repräsentieren sie die Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften in dem Maße, in dem sie zur Zielerreichung der Landwirtschaft beitragen.

Ein zentrales Problem der Charakterisierung der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften in Form der Ertragsleistungen ist, daß sich die Ertragsleistungen in vielen Fällen zeitverzögert nach einer Änderung der die Bodenfruchtbarkeit beschreibenden Parameter ändern. Die nachhaltige Änderung der Bodenfruchtbarkeit wird in diesen Fällen zeitverzögert angezeigt. Mit einer zeitverzögerten Anzeige ist sowohl bei Erhöhung als auch bei Verminderung des Niveaus der Bodenfrucht-

barkeit zu rechnen. Die zeitverzögerte Änderung der Ertragsleistungen ist in der Pufferwirkung des bodenbiologischen, bodenchemischen und bodenphysikalischen Boden-Wasser-Pflanze-Systems begründet.

Tabelle 1 zeigt die Entwicklung von Ertragsleistungen, die in einem Versuch auf der Yambio Experimental Farm im Sudan gemessen wurden. Die Ertragsleistungen von Baumwolle, Erdnuß und Hirse steigen während der beobachteten fünfjährigen Anbaudauer zunächst an, sinken dann aber ziemlich abrupt auf ein relativ niedriges Niveau.

Tab. 1: Abnahme der Bodenfruchtbarkeit während einer fünfjährigen Anbaudauer auf der Yambio Versuchsfarm im Südsudan

- Wertangaben in Prozent<sup>1)</sup> -

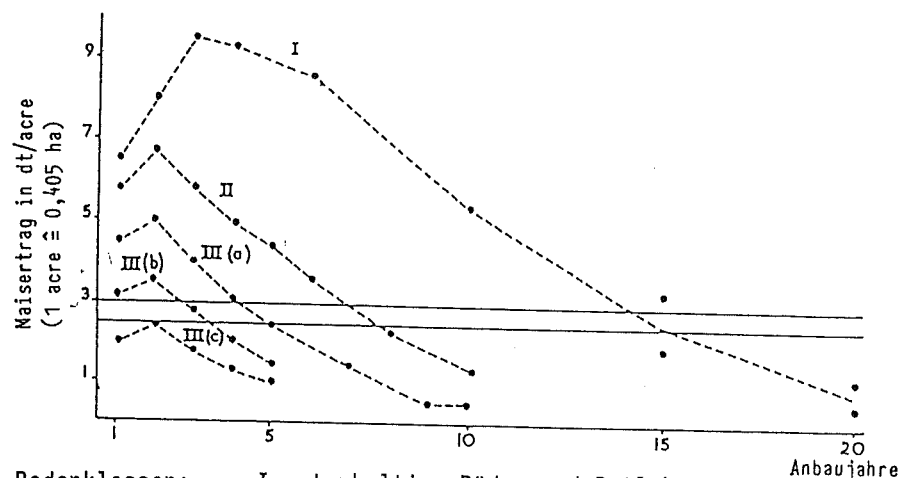
Jahr	Baumwolle		Erdnuß Ertrag (3)	Hirse Ertrag (4)	Durchschnitt (1-4)
	Wuchshöhe (1)	Ertrag (2)			
1949	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
1950	94,5	110,0	149,0	117,0	118,0
1951	80,7	59,5	112,0	124,0	94,1
1952	65,1	67,6	67,5	39,8	60,0
1953	48,6	44,1	24,0	25,0	35,4

<sup>1)</sup> durchschnittliche Erträge 1949: Baumwolle 1100 kg/ha, Erdnuß 839 kg/ha, Hirse (Eleusine) 1098 kg/ha

Quellen: Anthony, K.R.M und S.G. Willimott (1956) und de Schlippe (1956)

Für verschiedene Böden in Nord-Rhodesien kommt Allan (1965) zu ähnlichen Ergebnissen. Abbildung 4 zeigt Ertragsgradienten für unterschiedliche Böden, die aufgrund der Erträge von Mais bei Daueranbau ohne Düngung ermittelt wurden. Der Einfluß jährlicher Witterungsschwankungen wurde ausgeschaltet. Der Ertragsverlauf ist im Prinzip auf allen Böden gleich. Nach einem zunächst geringen Anstieg sinken die Erträge auf ein sehr

Abb. 4: Abnahme der Bodenfruchtbarkeit auf verschiedenen Böden in Nord-Rhodesien bei permanentem Maisanbau ohne Mist- und Mineraldüngung



Bodenklassen: I = tonhaltige Böden und Rotlehme  
 II = Übergangsböden  
 III = sandige Böden des Plateaus (sandveld)

Quelle: Allan (1965)

geringes Niveau. Arbeiten von Charter (1940) in Honduras, Grist (1953) in Malaysia, Obi (1957) in Nord-Nigeria, Nye und Greenland (1960) und Nye und Stephens (1960) in Ghana, sowie Siband (1972) in Senegal kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Die Form der Ertragsverläufe gleicht sich. Die Zeitdauer der Erschöpfung der Bodenfruchtbarkeit variiert in Abhängigkeit der Bodengüte. Die Bodendegradation dauert im Fall der Abbildung 4 zwischen fünf und zwanzig Jahren.

Die Bodendegradation läßt sich auf folgende Prozesse zurückführen:

- a) physikalische, wie
  - Verdichtung und Klutenbildung,
  - Laterisierung,
  - Wind- und Wassererosion,

- b) chemische, wie
  - Abnahme des Nährstoffvorrats,
  - Versalzung,
  - Verbasung und
  - Schadstoffanreicherung,
- c) biologische, wie
  - Humusabbau und
  - Veränderungen der Mikro- und Makroflora und -fauna.

Young und Wright (1979) schlagen vor, Böden nach ihrem Degradationszustand wie folgt einzuteilen:

- |   |  |
|---|--|
| Keine Degradation (D1)                  | der Boden befindet sich auf hohem Fruchtbarkeitsniveau in einem Gleichgewichtszustand;                             |
| geringe Degradation (D2)                | der Boden unterliegt geringer physikalischer, chemischer und/oder biologischer Degradation;                        |
| starke Degradation (D3)                 | der Boden degradiert deutlich und unterliegt starker physikalischer, chemischer und/oder biologischer Degradation; |
| Gleichgewicht auf niedrigem Niveau (D4) | der Boden ist degradiert und befindet sich auf niedrigem Fruchtbarkeitsniveau in einem Gleichgewichtszustand.      |

Das Durchlaufen dieser Degradationszustände hängt bei gegebenen Klima- und Witterungsbedingungen im wesentlichen von

- den Eigenschaften des Bodens und
- seiner Bewirtschaftung

ab. Bodenart und Profiltiefe spielen eine herausragende Rolle. Tonreiche und lehmige, tiefgründige Böden haben in der Regel ein hohes und lang anhaltendes Potential an Nährstoffen und Wasserspeichervermögen, so daß sich der Degradationsprozeß über lange Zeiträume erstreckt. Nährstoffarme, saure Sande erreichen den Gleichgewichtszustand auf niedrigem Niveau (D4) relativ schnell.

Bei der Bewirtschaftung sind technische Parameter wie das Verhältnis von Anbau- und Regenerationsphasen (Anbau-Bracheverhältnis) und technische Maßnahmen zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit entscheidend. Fruchtbarkeitserhaltende technische Maßnahmen sind etwa Düngung und Pflanzenschutz, Fruchtfolge und Humusersatzwirtschaft, Agroforstwirtschaft, sowie Maßnahmen des Erosionsschutzes und der Wasserkonservierung. In Brachewirtschaften hängt die Regeneration von Böden unter anderem vom Klima ab. Young (1976) hält zur Regeneration des Humusgehaltes im Boden Bracheperioden zwischen 7 und 16 Jahren in den humiden Tieflandtropen und zwischen 27 und 67 Jahren in der Trockensavanne für erforderlich.

Der Verlauf der Degradation und Regeneration und damit der Verlauf der Ertragsleistungen läßt sich im Prinzip nur standortspezifisch abschätzen. Bemühungen zur Entwicklung von Methoden und Modellen, mit deren Hilfe der Verlauf der Bodendegradation universell für eine große Anzahl von Standorten und Bewirtschaftungssystemen berechnet werden kann, sind gescheitert (vgl. dazu Young und Wright 1979, FAO 1979). In der Projektarbeit müssen daher zur Abschätzung der Degradationskurven verschiedene Datenquellen herangezogen werden. Mögliche Datenquellen sind etwa die Ergebnisse von Feldversuchen, Daten über Bodenerosion auf vergleichbaren Böden und Standorten in anderen Regionen oder Ländern, die Fachkenntnis von Beratern, Experten und Kleinbauern, die Auswertung von Chroniken und die Luftbildauswertung.

Die Abschätzung des Verlaufs von Erträgen ist aber nicht Selbstzweck. Sie zielt auf die Ermittlung der Ursachen für bestimmte Ertragsentwicklungen, um diese durch technische Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflussen zu können. Fruchtfolge und Humusersatzwirtschaft sind Bewirtschaftungsmaßnahmen, die Ertragsentwicklungen entscheidend beeinflussen können.

### 2.2.2.2 Fruchtfolge und Humusersatzwirtschaft

Fruchtfolge und Humusersatzwirtschaft sind für die Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften von großer Bedeutung. Auf tropischen Standorten sind es insbesondere die Brachedauer und die Versorgung der Böden mit Humus. Humus verbessert die Bodeneigenschaften und erhöht in der Regel die Ertragsleistungen von Böden. Weil Humus durch die landwirtschaftliche Bodennutzung abgebaut wird, ersetzt man ihn häufig durch technische Maßnahmen der Humusersatzwirtschaft. Mistdüngung, Mulchen, Brache und Zwischenfruchtanbau sind typische Beispiele.

Fruchtfolge und Humusbilanz lassen sich nur schwer in Meßzahlen ausdrücken. Im allgemeinen wird man sich mit qualitativen Urteilen wie ausgeglichene oder nicht ausgeglichene Humusbilanz und ausreichende oder zu kurze Brache begnügen müssen.

In der statischen Analyse des Ist-Zustandes lassen sich aus der Erhebung der Kriterien Fruchtfolge, Brache und Humusbilanz qualitative Urteile über die Änderungsrate der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften ableiten. Die qualitativen Urteile sind etwa

- fruchtbarkeitsmehrend,
- fruchtbarkeitserhaltend,
- fruchtbarkeitsmindernd und
- fruchtbarkeitszerstörend.

Da sich eine Änderung von Fruchtfolge und Humusbilanz auf quantifizierbare Parameter wie Erosion, Nährstoff- und Wasserbilanzen auswirkt, lassen sich aber indirekt quantitative Urteile bilden.

### 2.2.2.3 Erosion

Wind- und Wassererosion sind zu unterscheiden. Die Erosion durch Wasser wird standortgebunden gemessen oder mit Schätzmodellen wie der Universal Soil Loss Equation nach Wischmeier und Smith (1960) geschätzt. Die

Erosionsrate gibt in Verbindung mit der Krumentiefe Auskunft über die Stabilität eines Bewirtschaftungssystems. 1 mm Krumentiefe entspricht in etwa 15 t Oberboden je ha. Eine Erosionsrate von jährlich 15 t Oberboden je ha führt daher im Zeitraum von 10 Jahren zu einem Krumentiefenverlust von etwa 1 cm. Das Konzept der Toleranzwerte für Bodenverluste folgt diesem Zusammenhang.

Toleranzwerte (T-Werte) für Bodenverluste wurden erstmals in den USA definiert. T-Werte sind nach Mannering (1981) Grenzwerte für Erosion, deren Einhaltung sicherstellt, daß eine hohe Bodenfruchtbarkeit über mehrere hundert Jahre erhalten bleibt. Die für die Böden der USA definierten T-Werte liegen zwischen 2,2 bis 11,2 t/ha und Jahr. Sie sind im wesentlichen abhängig von der Durchwurzelungstiefe des Bodens und der Frage, ob der Unterboden erneuerbar ist oder nicht. McCormack und Young (1981) haben Richtlinien für die Bestimmung des T-Wertes veröffentlicht. Den grundsätzlichen Zusammenhang zwischen Ertragsverlauf und Durchwurzelungstiefe zeigt Abbildung 5.

Außer auf die Ertragsleistungen on site läßt die Erosionsrate Rückschlüsse auf überregionale off site Wirkungen des Bewirtschaftungssystems zu, etwa wenn Bewässerungsspeicher und Kanäle verfüllt werden. Wenn standortgebunden keine gemessenen Beobachtungen über die Erosionsrate vorliegen, läßt sich das Ausmaß der Erosion durch Wasser mit dem Erosionsmodell von Wischmeier und Smith (1960) berechnen. Das Schätz- und Rechenmodell der Erosion durch Wasser, die Universal Soil Loss Equation (USLE), lautet

$$A = R * K * L * S * C * P$$

und unterscheidet als Bestimmungsfaktoren von

A = jährlicher Bodenabtrag in t/ha

1) die natürlichen Faktoren für

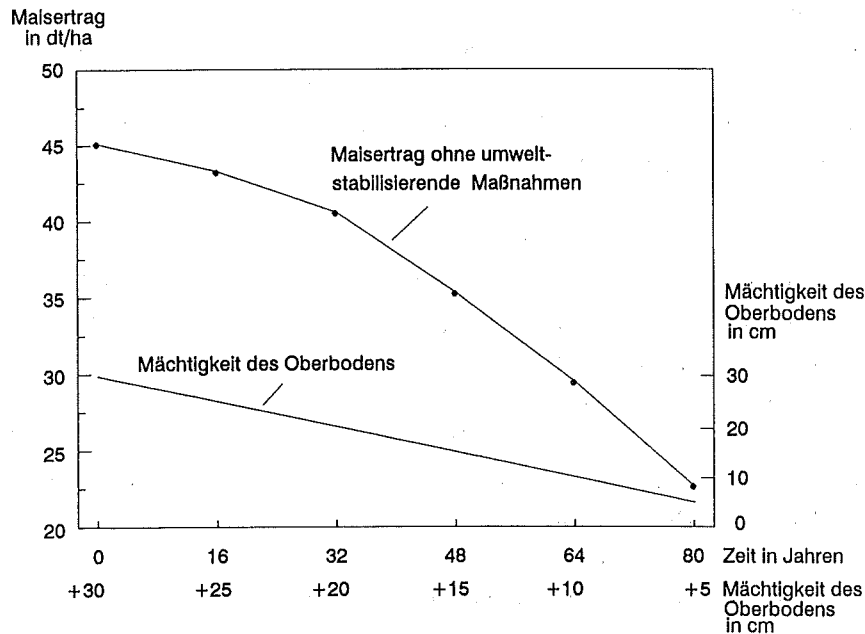
Boden: K = Bodenerodierbarkeitsfaktor,

Klima: R = Regen- und Oberflächenabflußfaktor und

Relief: S = Hangneigungsfaktor, sowie

- 2) die anthropogenen Faktoren für
- a) Landnutzungsstruktur:
    - L = Hanglängenfaktor und
  - b) Bewirtschaftungsintensität mit
    - b1) Fruchtfolge und Bodenbearbeitung:
      - C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor und
    - b2) Bearbeitungsrichtung und -form:
      - P = Erosionsschutzfaktor.

Abb. 5: Ertragsleistungen auf unterschiedlich erodierten Standorten



Quelle: Ruthenberg und Lehmann (1980, S.300f)

\* Vergleichbare Darstellungen sind zu finden bei: Bramble-Brodahl, Fosberg, Walker und Falen (1985, S.24), Busacca, McCool, Papendick und Young (1985, S.164), Schröder (1974, S.236), Stürmer, Becher und Schwertmann (1982, S.318), Young, Taylor und Papendick (1985, S.135)

Die Erosion durch Wind ist quantitativ nicht so gut erforscht wie die Wassererosion. Ihr Ausmaß hängt aber im wesentlichen genauso von der Veränderung der anthropogenen Faktoren ab, wie das der Wassererosion.

Die Universal Soil Loss Equation (USLE) ist ein Berechnungsmodell, mit dem der langfristige durchschnittliche Bodenabtrag geschätzt wird. Aufgrund der Erosionsfaktoren wird der Bodenabtrag berechnet. Die Erosionsfaktoren werden standortspezifisch bestimmt. Dafür sind vor allem Daten über Niederschläge und ihre Verteilung sowie über die Bodenart zu erheben. Wischmeier (1976) warnt vor der Übertragung der USLE auf Standorte, die nicht mit seinen Versuchsstandorten im mittleren Westen der USA vergleichbar sind. Er empfiehlt in diesem Fall, eigene Meßserien zu erstellen. Lal (1981) hat auf dieser Grundlage die Übertragung auf einen Alfisol in Nigeria versucht. El-Swaify, Arsyad und Krishnarajah (1983, S.99ff) berichten über zahlreiche Ansätze zur Abschätzung der Erosion durch Wasser in den Tropen und Subtropen auf der Grundlage der USLE.

#### 2.2.2.4 Düngung und Pflanzenschutz

Düngung und Pflanzenschutz erhöhen die landwirtschaftlich genutzte Bodenfruchtbarkeit. Sie ermöglichen die Substitution von Bodenfruchtbarkeit, die innerbetrieblich, insbesondere durch Fruchtfolgegestaltung und Humusersatzwirtschaft, erzeugt werden kann. Düngung und Pflanzenschutz sind aber auch Ursachen für off site Schäden, etwa wenn Nährstoffüberschüsse und chemischer Pflanzenschutz zu Schadstoffbelastungen in Wasser, Luft und Boden führen.

Die Zusammenhänge zwischen Düngung und Pflanzenschutz, Bewirtschaftung und der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften werden bei statischer Betrachtung in verschiedene, mehr oder weniger voneinander unabhängige Teilmodelle zerlegt. Die Zerlegung wird im folgenden exemplarisch am



Beispiel der Stickstoffdüngung gezeigt. Es werden zwei Typen von Teilmodellen unterschieden. Im Fall der Stickstoffdüngung sind es:

1. Statische Stickstoffertragsfunktionen und
2. Stickstoffbilanzen.

Stickstoffertragsfunktionen sind statische Ertragsfunktionen, mit denen Ertragsleistungen in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung dargestellt werden. Sie haben standortgebundene Gültigkeit und ändern sich, wenn sich das Bewirtschaftungssystem, insbesondere Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Humusersatzwirtschaft, ändert. Die Änderung einer Stickstoffertragsfunktion ist das Ergebnis eines veränderten Stickstoffbodenhaushalts.

Die Stickstoffertragsfunktion gibt die durch Steigerung des Düngungsniveaus kurzfristig zu erwartende Änderungsrate der Ertragsleistung an. Die längerfristige Änderungsrate unterscheidet sich von der kurzfristigen in Abhängigkeit der Veränderung der Stickstoffertragsfunktion. Beide Änderungsraten lassen sich nur unter hohem Aufwand schätzen, weil die Auswirkungen einer Änderung des Bewirtschaftungssystems von Witterungsschwankungen überlagert werden (vgl. bspw. Lanzer und Paris 1981; Ackello-Ogutu, Paris und Williams 1985 und Lanzer Paris und Williams 1987).

Stickstoffbilanzen hängen mit Stickstoffertragsfunktionen über den Stickstoffgehalt in der erzeugten Pflanzenmasse und über den Stickstoffeinsatz zusammen. Die Messung von Ertragsleistungen über den transformierten Stickstoff führt in Abhängigkeit der Verwendung der erzeugten Pflanzenmasse, etwa geernteter Pflanzenteile und Rückstände auf dem Feld, zu standortgebundenen Stickstoffbilanzen, die sich nach verschiedenen Fraktionen des Stickstoffs im Boden, etwa schnell und langsam verfügbar, weiter differenzieren lassen (vgl. etwa Werner 1989, S.118).

Da nicht der gesamte, aus natürlichen und anthropogenen Quellen innerhalb einer Produktionsperiode verfügbare Stickstoff in die Pflanzenmasse transformiert wird, treten Transformationsverluste auf, die sich als Bilanzüberschüsse messen lassen. Überschüssiger Stickstoff reichert sich on site im Boden an oder geht off site ins Grundwasser, in Oberflächengewässer, in naturnahe Biotope oder in die Luft verloren. Die Bewertung überschüssiger Stickstoffbilanzen hängt von den damit verbundenen Änderungsraten von Parametern der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften ab.

Düngung und Pflanzenschutz haben dabei zumindest solange positive on site Effekte auf die landwirtschaftlich genutzte Bodenfruchtbarkeit, als nicht mit Schadstoffbelastungen in den erzeugten Nahrungsmitteln zu rechnen ist. Ihre off site Effekte sind im Prinzip generell negativ zu beurteilen. Die Anreicherung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in Grundwasser, Oberflächenwasser, der Luft und in naturnahen Biotopen gefährdet die Fruchtbarkeit von Landschaften. In Bewirtschaftungssystemen auftretende Bilanzüberschüsse von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln lassen dabei Rückschlüsse auf mögliche Änderungsraten der Schadstoffbelastung "on site und off site" der standortgebundenen Ausbringung zu.

#### 2.2.2.5 Schadstoffbelastungen

Schadstoffbelastungen, die etwa durch die Ausbringung landwirtschaftlicher Dünge- und Pflanzenschutzmittel zu erwarten sind, werden generell in Form systembezogener Bilanzmodelle gemessen. Für jeden Stoff und jedes natürliche System wird für eine Zeitperiode gemessen und bilanziert,

- welcher input in welchem System stattfindet,
- welche Stoffanreicherung sich dort bildet,
- welche Umsetzungsprozesse dort ablaufen und
- welcher output sich in welches System einstellt.

Wenn sich ein Stoff nicht anreichert und er nicht ab- und umgebaut wird, entspricht der input gleich dem output und es ist lediglich zu klären, in welches System welche Mengen des inputs gehen. Wenn sich ein Stoff andererseits in einem System nur anreichert, findet kein Umbau und auch kein output statt. Kompliziert sind Stoffbilanzen, wenn Umsetzungsprozesse ablaufen, und mindestens der Stoff selbst oder ein Metabolit im betrachteten System nicht angereichert werden, sondern als output das System wieder verlassen.

Es ist leicht zu erahnen, daß es für viele Stoffe und Systeme schwierig ist, auf quantitativen Messungen basierende Bilanzmodelle zu erstellen. Der N-Kreislauf im Boden etwa ist ein Beispiel, das zeigt, daß es trotz komplizierter Kreislaufprozesse gelingen kann, mit intensiver Forschung wichtige Zusammenhänge zu klären. Ob das auch bei Stoffen mit ähnlich komplexen Kreisläufen, aber wesentlich geringeren umlaufenden Mengen in ausreichendem Maß jemals gelingen kann, muß bezweifelt werden. Daher gilt aus Gründen des Vorsorge- und Risikoprinzips, was nirgends reingeht, kann auch nirgends als irgend etwas irgendwann herauskommen. Stoffbilanzen sind in diesem Fall sehr stark reduziert und enthalten im Extremfall nur noch Grenzwerte für meßbare inputs oder outputs.

#### 2.2.2.6 Wasserbilanzen

Wasserbilanzen beschreiben zentrale Änderungen und Vorgänge in Boden-Wasser-Pflanze-Systemen und im Landschaftshaushalt. Gemessene Größen in Wasserbilanzen geben Auskunft über Wassermengen, ihre Herkunft, ihren Verbleib und ihre Zusammensetzung. Da Wasser ein zentraler Wachstumsfaktor von Pflanzen und Tieren ist, sind Änderungsraten der Verfügbarkeit und Zusammensetzung von Wasser wichtige Indikatoren für die Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften.

Die Zusammensetzung von Wasser entscheidet über seine Trinkbarkeit oder seine Verwendungsfähigkeit in der Bewässerung. Die Zusammensetzung von Wasser ist naturbedingt gegeben und wird durch anthropogene Einträge in Folge der Bewirtschaftung von Böden und Landschaften verändert. Pflanzennährstoffe sind etwa in Bewässerungswasser erwünscht, im Trinkwasser sind es Schadstoffe und in Oberflächengewässern führen sie zur Eutrophierung und in deren Gefolge zur Sauerstoffverarmung und möglicherweise zum "Gewässertod". Der Salzgehalt von Bewässerungswasser ist in Verbindung mit Verdunstungs- und Versickerungsraten ein wesentliches Kriterium für die Bodenversalzung (vgl. El-Swaify, Arunin und Abrol 1983, S.162ff). Die Sickerwasserrate ist ein wesentliches Kriterium für die Bodenauslaugung, die Auswaschung von Pflanzennährstoffen und die Menge und Qualität neu gebildeten Grundwassers. Die Abflußrate ist ein wesentliches Kriterium für die Abschwemmung von Oberboden (vgl. Erosion, Abschnitt 2.2.2.3), die Verfügbarkeit und die Qualität von Oberflächenwasser und das Eintreffen und das Ausmaß von Überschwemmungen.

Wasser ist Wachstumsfaktor natürlichen Lebens und Träger von Nährmineralien und von Schadstoffen. Böden üben eine wichtige Pufferfunktion im Wasserhaushalt aus. Veränderungen im Wasserhaushalt kennzeichnen die Entwicklung der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften. Zur Beobachtung des Wasserhaushalts werden daher die folgenden Größen und ihre Veränderungsdaten häufig gemessen und aufgezeichnet:

- Niederschlagsmengen und -verteilung,
- Temperatur, relative Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit zur Bestimmung von Verdunstungsraten,
- Wasserstände von Oberflächengewässern bzw. Vorkommen und Häufigkeit von Überschwemmungen,
- Schüttung von Wasserquellen,
- Grundwasserstände und
- Stoffgehalte und Zusammensetzung von Niederschlägen, Boden-, Grund- und Oberflächenwasser.

Auf der Grundlage der Messung dieser Größen lassen sich standort- und zeitperiodengebundene Bilanzen von Wassermengen und darin enthaltenen Stoffmengen erstellen. Im Periodenvergleich ergeben sich standortgebundene Änderungsdaten. Sie sind in der Regel Ausdruck von on site und off site Effekten der Änderung von Bewirtschaftungssystemen, insbesondere der Änderung technischer Parameter, wie des Anbau-Brache-Verhältnisses, der Fruchtfolge, der Humusersatzwirtschaft, der Bodenbearbeitung, der Düngung und des Pflanzenschutzes. Natürliche Klima- und Witterungsschwankungen und die häufig zu beobachtende Zeitverzögerung zwischen Ursache und Wirkung erschweren allerdings die Herstellung und Quantifizierung kausaler Beziehungen und Zusammenhänge.

#### 2.2.2.7 Vielfalt natürlichen Lebens

Die Entwicklungsplanung trägt eine große Verantwortung im Biotop- und Artenschutz (vgl. etwa Mueller-Dombois, Kartawinata und Handley 1983 und Wilson 1988). Die Beseitigung natürlicher und naturnaher Standorte durch Bewirtschaftung und durch Intensivierung der Bewirtschaftung und die Nivellierung der Standortunterschiede zwischen bewirtschafteten, naturnahen und naturbelassenen Standorten durch Stoffeinträge führt zum Verschwinden von Arten.

Die Artenvielfalt und die Individuenzahl der Arten bestimmen die Vielfalt natürlichen Lebens. Artenvielfalt und Individuenzahlen lassen sich stichprobenartig messen und auf die Landschaft hochrechnen. Landschaften mit gleicher Individuenzahl aber unterschiedlicher Artenvielfalt beherbergen nicht dieselbe Qualität der Vielfalt natürlichen Lebens. Die relative Seltenheit der Arten ist entscheidend für die Qualität der in einer Landschaft beherbergten Artenvielfalt.

Die Vielfalt natürlichen Lebens ist ein Indikator für die Fruchtbarkeit von Landschaften. Er ist in gewisser Weise der landwirtschaftlich

nutzbaren Bodenfruchtbarkeit, die in Form anthropozentrisch verfolgter Ertragsleistungen gemessen wird, diametral entgegengesetzt. Die maximale Ausschöpfung der landwirtschaftlich nutzbaren Bodenfruchtbarkeit führt häufig zu einer minimalen Vielfalt natürlichen Lebens, was in der umgekehrten Richtung allerdings nur eingeschränkt gilt.

Ein optimal gestaltetes Bewirtschaftungssystem ermöglicht innerhalb einer Landschaft die stabile Koexistenz einer großen Vielfalt natürlichen Lebens und einer hohen landwirtschaftlich genutzten Bodenfruchtbarkeit. Die Verminderung der Vielfalt natürlichen Lebens legt in einer großen Zahl von Landschaften den Rückschluß auf eine Verminderung der Stabilität der landwirtschaftlich genutzten Bodenfruchtbarkeit nahe.

Die Vielfalt natürlichen Lebens innerhalb einer Landschaft hängt von der Vielfalt der Standorteigenschaften und der Vielfalt ihrer Änderungsdaten ab. Bewirtschaftung trägt in vielen Landschaften zur Erhöhung der Vielfalt der Standorteigenschaften bei. Hohe Intensitäten der Bewirtschaftung vereinheitlichen die Standorteigenschaften einer Landschaft, führen zum Gleichklang der Änderungsdaten von Standorteigenschaften und des Pflanzenwachstums und erhöhen die Wahrscheinlichkeit der Kalamität von Schädlingen und Krankheiten und von Naturkatastrophen.

Der Messung der Vielfalt natürlichen Lebens und ihrer Änderungsdaten wird in der Regel zumindest solange wenig Bedeutung beigemessen, als es noch eine gewisse Zahl nicht verarmter Landschaften eines bestimmten Typs gibt. Danach werden die letzten Rückzugsgebiete der Vielfalt natürlichen Lebens zu National- oder Naturparks erklärt und häufig unter hohem Aufwand vor äußeren Zugriffen geschützt bzw. durch Wild- und Naturbewirtschaftung in einem erwünschten, naturnahen Zustand gehalten.

Da die Vielfalt natürlichen Lebens und die Vielfalt natürlicher Standorteigenschaften zusammenhängen, deutet eine Änderungsrate der Viel

falt natürlichen Lebens auf Änderungen im Boden-, Wasser-, Luft- und Klimahaushalt hin. Die Vielfalt natürlichen Lebens ist daher in gewissem Sinne ein unspezifischer Bioindikator der Änderung des Landschaftshaushalts und damit der Fruchtbarkeit von Landschaften.

### 2.2.3 Zwischenbilanz

Die physischen Zustände und Zusammenhänge im Landschaftshaushalt lassen sich durch viele Kriterien messen und repräsentieren. Grundsätzlich lassen sich Kriterien zur Beschreibung physikalischer und chemischer Zustände und Zusammenhänge von den biologischen Kriterien unterscheiden. Die biologischen Kriterien auf Landschaftsebene sind die Vielfalt natürlichen Lebens und auf der Ebene der landwirtschaftlich genutzten Bodenfruchtbarkeit die Ertragsleistungen. Während biologische Kriterien die Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften repräsentieren, begründen physikalische und chemische Kriterien diese Fruchtbarkeit. Veränderungen der Fruchtbarkeit werden durch die biologischen Kriterien verzögert angezeigt.

Ein Verdacht auf Degradation der Fruchtbarkeit von Böden und Landschaften, der durch den Verdacht auf eine nicht umweltverträgliche Wirtschaftsweise begründet ist, kann mit physikalischen und chemischen Kriterien wesentlich früher erhärtet werden, als er sich durch Einbußen an Ertragsleistungen und Vielfalt natürlichen Lebens bestätigt. Geeignete physikalische und chemische Kriterien sind daher bei begründetem Verdacht möglichst frühzeitig in ein Monitoring-System aufzunehmen. Diese sind dabei sowohl in Abhängigkeit der natürlichen Standortbedingungen, etwa verschiedenen agroklimatischen Zonen, als auch in Abhängigkeit der Wirtschaftsweisen bzw. Systemen zur Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen zu kombinieren. Dabei ergeben sich erhebliche Einschränkungen, weil viele Kriterien im Projektmonitoring nicht anwendbar sind.

Obwohl diese Einschränkungen die in Frage kommenden Kriterien auf eine kleine Auswahl einengen, lassen sich keine Kriterienpakete nach Gruppen von agroklimatischen Zonen und Bewirtschaftungssystemen zusammenstellen. Dafür gibt es nämlich immer noch zu viele Kombinationsmöglichkeiten, vor allem wenn man auch die ganz unterschiedlichen Monitoringmöglichkeiten in den verschiedenen Projekten in Rechnung stellt. Da sich die praktische Anwendbarkeit vieler Kriterien in Zukunft verbessern dürfte, und da sich die Projekt- und Standortgegebenheiten während der Laufzeit eines Projekts ändern, sind Kriterienpakete zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit ohnehin flexibel zusammenzustellen.

Wenn bekannt ist, daß gegebene Wirtschaftsweisen unter bestimmten natürlichen Standortbedingungen nicht umweltverträglich sind, kann man auf das Monitoring physikalischer, chemischer und biologischer Kriterien verzichten. In diesen Fällen genügen technische Kriterien zur Kennzeichnung der nicht umweltverträglichen Wirtschaftsweisen, wie das Überschreiten von Fruchtfolgegrenzen und Mindestbracheanteilen, oder die Anwendung nicht geeigneter Verfahren der Bodenbearbeitung und Humusersatzwirtschaft. Da zur Verbesserung der nicht umweltverträglichen Wirtschaftsweisen neue Bewirtschaftungssysteme entwickelt werden müssen, sind ständig neue Bewirtschaftungssysteme anhand der physikalischen, chemischen und biologischen Kriterien auf Umweltverträglichkeit zu prüfen.

Für die Bewertung von Projekten, die in dieser Arbeit im Vordergrund der Betrachtung stehen, sind die Kriterien

- Ertragsleistungen und
- Erosion

von besonderer Bedeutung. Beide Kriterien lassen sich mit relativ einfachen Mitteln abschätzen. Sie sind daher bereits heute in den meisten Projekten anwendbar. Die übrigen Elemente und Teilsysteme des Landschaftssystems werden durch diese beiden Elemente und die damit ver-

bundenen Kriterien in weiten Bereichen repräsentiert. Darüberhinaus mißt ihnen aber - unbeschadet ihrer tatsächlichen Bedeutung - die betroffene Bevölkerung in der Regel weniger Bedeutung bei, als sie es langfristig verdienen. Deshalb ist in der Projektevaluierung zunächst grundsätzlich zu prüfen, welche Elemente überhaupt betroffen sind oder betroffen sein könnten, und ob der erachtete Grad der Betroffenheit und seiner Auswirkungen eine nähere Untersuchung rechtfertigen (vgl. Abschnitt 2.1).

### 2.3 Ökonomische Bewertung der Nutzung natürlicher Ressourcen

Die ökonomische Bewertung natürlicher Ressourcen soll den wirtschaftlichen Wert des Beitrages ermitteln, den die herrschende oder eine veränderte Ressourcennutzung leistet. Sie ist das ökonomische Komplement zu der in Abschnitt 2.2 behandelten quantitativen Messung physischer Zustände und Zusammenhänge. Sie ist die ökonomische Grundlage der Projektbewertung. Sie ist aber noch nicht die Projektevaluierung selbst. Diese erfolgt in statischen oder dynamischen "Denk- und Rechenmodellen". Dabei sind für den hier behandelten Zusammenhang drei Probleme von Bedeutung:

- Die Ermittlung des einzelbetrieblichen Wertes der Ressourcennutzung jeweils zu gegebenen Zeitpunkten einer insgesamt längeren Betrachtungsperiode.
- Die Bewertung der überbetrieblichen Effekte einzelbetrieblicher Ressourcennutzung jeweils zu gegebenen Zeitpunkten einer insgesamt längeren Betrachtungsperiode.
- Die Bewertung der Leistungen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen.

#### 2.3.1 Der einzelbetriebliche Wert der Ressourcennutzung

Wert und relative Wettbewerbskraft der für den Anbau in einem bestimmten Betrieb überhaupt in Frage kommenden Pflanzen werden nicht nur durch Preise, Erträge und Deckungsbeiträge, sondern auch durch das Niveau der Bodenfruchtbarkeit bestimmt. Ändert sich diese, etwa weil in einer Region unter wachsendem Bevölkerungsdruck die Brachedauer abnimmt oder weil sich bei fortlaufender Erosion die physikalische, chemische und biologische Bodenstruktur ändert, so ändert sich häufig - wenn auch nicht immer - die optimale Anbaustruktur (Produktionsrichtung). So berichten beispielsweise Magrath und Arens (1989) aus Java, daß bei zunehmender Erosion in der Fruchtfolge Mais-Reis (im Re-

genfeldbau)-Tapioka zunächst Reis durch Erdnüsse ersetzt wird. Bei weiter fortschreitender Erosion werden Mais und Erdnüsse durch Tapioka vollständig verdrängt.

Die Qualität der genutzten Ressource - beispielsweise die in der Bodenfruchtbarkeit zum Ausdruck kommende Qualität der genutzten Fläche - beeinflusst nicht nur die Höhe der erzielten bzw. erzielbaren Erträge, sondern im Prinzip auch die Zusammensetzung des Güterangebots. Dabei gehen im Einzelbetrieb aus der Ressourcennutzung marktfähige Güter und "nichtmarktfähige" Zwischenleistungen hervor, die in marktfähige Güter umgewandelt werden.

### 2.3.1.1 Marktfähige Güter

Die Bewertung der in marktfähige Güter umgesetzten Ressourcenleistungen ergibt sich aus dem Wert der marktfähigen Produktion und des mit ihr verbundenen Einkommens und Ressourcenaufwandes. Marktfähige Güter und Aufwendungen werden mit loco-Hof Preisen bewertet. Man unterscheidet die folgenden Stufen der Berechnung:

$$\begin{array}{l}
 \text{Wert der Bruttoproduktion (Gütervolumen x loco-Hof Preise)} \\
 \text{./. variable Kosten (Kosten des Einsatzes ertrags-} \\
 \text{steigernder und ertragssichernder Produktionsmittel} \\
 \text{und variable Maschinenkosten)} \\
 \hline
 = \text{ Deckungsbeitrag} \\
 \text{./. Abschreibungen und Gemeinkosten} \\
 \text{./. Fremdlöhne} \\
 \hline
 = \text{ Beitrag zum Familieneinkommen (bzw. Betriebsgewinn).}
 \end{array}$$

Als Bezugszeitraum wird in der Regel ein Jahr oder eine Vegetationsperiode verwandt. Sachliche Bezugsgrößen sind etwa:

- die Projektregion,
- der Durchschnittsbetrieb oder - im allgemeinen sinnvoller - repräsentative Betriebe der Projektregion und

- die Zahl der Arbeitskräfte - entweder in der Projektregion oder besser im Durchschnittsbetrieb bzw. in den repräsentativen Betrieben.

### 2.3.1.2 Nichtmarktfähige Güter und Leistungen

Bei nichtmarktfähigen Gütern handelt es sich um Zwischenprodukte, die zur Herstellung marktfähiger Güter verwendet werden. Der Wert dieser Zwischenprodukte ergibt sich

- aus dem Wert der mit Hilfe dieser Zwischenprodukte hergestellten marktfähigen Güter, bzw.
- aus dem Wert von zugekauften oder im Betrieb hergestellten Produktionsmitteln, die das zu bewertende Zwischenprodukt ersetzen können.

Man unterscheidet dementsprechend Veredlungs- und Substitutionswerte. Der Veredlungswert ergibt sich aus dem Wert der marktfähigen Produktion, die mit einer Einheit des nichtmarktfähigen Gutes hergestellt werden kann.

**Beispiel 1:** Die Zufütterung von Leguminosenblatt (Calliandra) an Ziegen verbessert die Wirtschaftlichkeit der Ziegenhaltung. Versuche zeigen, daß sich die Mortalität der Jungtiere vermindert und die Fleischleistung von Alt- und Jungtieren geringfügig zunimmt. Bei einer Futtergabe von 800 kg je Muttertier und Jahr erhöht sich der Jahresdeckungsbeitrag der Ziegenhaltung von 1.324 auf 2.206 Geldeinheiten je Muttertier. Daraus ergibt sich ein Veredlungswert der Blattmasse von 1,10 Geldeinheiten je kg (vgl. Anhang III.10).

**Beispiel 2:** Die Anlage eines Erosionsschutzstreifens führt im zehnjährigen Durchschnitt zu einer Erhöhung des jährlichen Deckungsbeitrages eines geschützten Feldstücks um 250 Geldeinheiten. Der Veredlungswert der produzierten Ertragsfähigkeit (Bodenfruchtbarkeit) beträgt jährlich 250 Geldeinheiten.

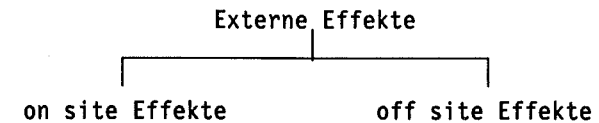
Der Substitutionswert ergibt sich aus den Kosten der Beschaffung eines Gutes, mit dessen Hilfe die gleiche Leistung erstellt werden kann. Beispiel: Die Blattmasse von *Grevillea robusta* wird zum Mulchen von Kaffeesträuchern eingesetzt. Die Mulchwirkung von 1 kg Blattmasse läßt sich durch Sorghumstroh ersetzen, das einschließlich der Transportkosten 2 Geldeinheiten kostet. Der Substitutionswert beträgt dementsprechend 2 Geldeinheiten (vgl. Anhang III.11).

Nichtmarktfähige Güter und Leistungen, die im Einzelbetrieb verwendet werden, müssen nur dann explizit bewertet werden, wenn Deckungsbeiträge einzelner Betriebszweige oder verschiedener Produktionsverfahren miteinander verglichen werden. Bei ganzheitlicher Betrachtung der jeweiligen Betriebssysteme wird die Bewertung internalisiert. Der Wert der Blattmasse und die höheren Deckungsbeiträge des durch Erosion geschützten Feldstücks kommen in dem höheren Deckungsbeitrag des Gesamtbetriebs zum Ausdruck. Eine explizite Bewertung der nichtmarktfähigen Güter und Leistungen ist nicht notwendig.

### 2.3.2 Die Bewertung der überbetrieblichen Effekte einzelbetrieblicher Ressourcennutzung

Die überbetrieblichen Effekte einzelbetrieblicher Ressourcennutzung werden als externe Effekte bezeichnet. Sie verändern die Landschaft und deren ökologische Strukturen. Die Wirkungen reichen in vielen Fällen über die Grenzen einer betrachteten Region hinaus. Man braucht nur an den Klimaeffekt der Abholzung tropischer Regenwälder oder an die Effekte von Wind- und Wassererosion zu denken.

Die überregionalen Wirkungen der einzelbetrieblichen Ressourcennutzung werden im angelsächsischen Sprachgebrauch als "off site Effekte" bezeichnet. Externe Effekte kann man daher wie folgt untergliedern:



#### 2.3.2.1 Überbetriebliche on site Effekte

Die überbetrieblichen on site Effekte der Ressourcennutzung durch Betriebe und Haushalte bestehen aus den Auswirkungen auf die ökologischen Leistungen der genutzten und der nicht genutzten Flächen bzw. Landschaftsteile. Bei der Bewertung werden unterschieden:

- die Bewertung ökologischer Leistungen und
- die Bewertung von Schadenswirkungen

##### 2.3.2.1.1 Die Bewertung ökologischer Leistungen

Methoden zur Bewertung ökologischer Leistungen sind vor allem in Industrieländern entwickelt, aber selbst dort nach unserem Wissen kaum angewandt worden. Zu den bekannteren Methoden gehören:

- Die Contingent Valuation,
- die Reisekostenmethode und
- das Hedonic Pricing.

Die Contingent Valuation beruht auf der Ermittlung der Zahlungsbereitschaft von Personen- bzw. Bevölkerungsgruppen, die ein Interesse an der Erstellung der Leistungen haben.

Beispiel 1: Der Tropische Regenwald hat einen positiven Klimaeffekt. Der Wert des Klimaeffektes für das Land, in dem sich der Regenwald befindet, ergibt sich aus den Zahlungen, die nicht nur die Landesbewohner, sondern die gesamte Erdbevölkerung, insbesondere die Industrienationen, zu leisten bereit sind.

**Beispiel 2:** Der Wert der Erhaltung bestimmter seltener Tierarten, etwa von Elefanten, wird aus der Zahlungsbereitschaft an der Erhaltung interessierter Bevölkerungsgruppen aus dem In- und Ausland abgeleitet.

Das Hedonic Pricing und die Reisekostenmethode beruhen auf der Analyse von Konsumhandlungen (vgl. Young und Allen 1986). So wird mit der Reisekostenmethode der Wert eines Nationalparks aus der Zahl der Besucher und den Reisekosten der Besucher, die aus jeweils unterschiedlichen Entfernungen anreisen, abgeleitet.

**Beispiel:** Die jährliche Besucherzahl eines Nationalparks liegt bei Zehntausend. Befragungen haben ergeben, daß die verschiedenen Besuchergruppen die folgenden Reisekosten aufwenden:

<u>Herkunft</u>	<u>Zahl der Besucher</u>	<u>Reisekosten</u>
Inland	1 000	200 Geldeinheiten
Ausland		
Land A	3 000	1 000 Geldeinheiten
Land B	2 000	1 500 Geldeinheiten
Land C	2 000	2 000 Geldeinheiten
Land D	2 000	2 500 Geldeinheiten

Die Reisekostenmethode unterstellt, daß die Reisekosten die prinzipielle Zahlungsbereitschaft für den Parkbesuch ausdrücken. Im Beispiel sollen die Auslandsbesucher als homogene Gruppe mit gleicher Zahlungsbereitschaft betrachtet werden und es soll möglich sein, für Inlands- und Auslandsbesucher unterschiedliche Preise zu erheben.

Die Auslandsbesucher sind im Beispiel bereit, für den Parkbesuch maximal 2 500 Geldeinheiten auszugeben. Wer geringere Reisekosten hat, erzielt einen "versteckten Gewinn", der in der Ökonomie als Konsumentenrente bezeichnet wird. Diese Rente kann man - so unterstellt die Reisekostenmethode - im Prinzip durch Erhebung eines Eintrittspreises abschöpfen. Da es für die ausländischen Besucher nur einen einheit-

lichen Preis geben kann und niemand bereit ist, einschließlich der Reisekosten für den Parkbesuch mehr als 2 500 Geldeinheiten auszugeben, ergeben sich die folgenden Alternativen:

<u>Eintrittspreis</u>	<u>Zahl der Besucher<sup>1</sup></u>	<u>Summe der Einnahmen</u>
500 Geldeinheiten	7 000 <sup>2</sup>	3,5 Mio. Geldeinheiten
1 000 Geldeinheiten	5 000 <sup>3</sup>	5,0 Mio. Geldeinheiten
1 500 Geldeinheiten	3 000 <sup>4</sup>	4,5 Mio. Geldeinheiten

<sup>1</sup> ohne Besucher aus dem Inland

<sup>2</sup> Besucher aus Land D fallen aus

<sup>3</sup> Besucher aus den Ländern C und D fallen aus

<sup>4</sup> Besucher aus den Ländern B, C und D fallen aus

Der Wert des Nationalparks liegt nach der Reisekostenmethode bei maximal fünf Millionen Geldeinheiten.

Abgesehen von den operationalen Erwägungen in bezug auf die Ermittlung der Wertansätze gibt es grundsätzliche Einwendungen, die eine Anwendung dieser Verfahren in Entwicklungsländern weitgehend ausschließen. Das gesellschaftliche Interesse an der Erhaltung bestimmter ökologischer Strukturen bzw. der daraus resultierenden ökologischen Leistungen, die keine unmittelbare Produktionsrelevanz haben, läßt sich bei niedrigem Geldeinkommen nicht aus der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung ableiten. Die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit wird in wirtschaftlich wenig entwickelten Gesellschaften häufig durch kulturelle oder religiöse Tabus sichergestellt, die sich der monetären Bewertung entziehen.

Um den Schwierigkeiten der Bewertung ökologischer Leistungen, die es nicht nur in Entwicklungsländern gibt, auszuweichen, ist die Nutzwertanalyse zur Bewertung von Umwelteffekten vorgeschlagen worden. Die Struktur der Nutzwertanalyse und ein Beispiel sind in Anhang I beschrieben.



Die Nutzwertanalyse gestattet es, Teilleistungen, die in unterschiedlichen physischen Dimensionen anfallen und die nicht oder nicht alle in Geld bewertbar sind, auf einen gemeinsamen Nenner zu bringen. Auf diese Weise lassen sich die unterschiedlichen ökologischen Teilleistungen von alternativen Formen der Ressourcennutzung vergleichbar machen, etwa ihre Beiträge zur Erhaltung der Artenvielfalt, zur Minderung der Erosion oder zur Erhaltung der Schönheit der Landschaft.

Das eigentliche Problem besteht darin, daß man

- diesen Teilleistungen bestimmte Gewichte beimessen muß,
- die Beziehungen zwischen diesen Teilleistungen (als abhängige Variable) und bestimmten Landschaftsstrukturen bzw. Nutzungsstrukturen der Landschaft (als unabhängige Variable) kennen muß.

Dieses Problem erscheint uns bei dem herrschenden Wissensstand nicht oder allenfalls in Ausnahmefällen lösbar zu sein. Wir halten daher die Nutzwertanalyse für die Evaluierung von Projekten der hier zur Erörterung stehenden Kategorie für (noch) nicht anwendbar. Wir schlagen daher vor, ökologische Leistungen bzw. Schäden, die im konkreten Fall bedeutsam sind, etwa Erosion oder die Erhaltung von Waldflächen bzw. einer bestimmten vegetativen Struktur oder die Erhaltung bestimmter Tierarten, als naturale Größen auszuweisen und in ein lexikographisches Bewertungskonzept einzubeziehen (vgl. Abschnitt 2.3.4 und Anhang I.3).

Damit die Bewertung operational bleibt, ist es sinnvoll, sich auf die jeweils wichtigste(n) Teilleistung(en) zu beschränken. In Projekten, die zu der hier näher untersuchten Kategorie gehören, wird das im Regelfall die Erosion sein, zumal die Erosion beträchtlichen Einfluß auf andere ökologische Teilleistungen, etwa die Artenvielfalt und das Landschaftsbild, hat (vgl. Abschnitt 2.2.3).

### 2.3.2.1.2 Die Bewertung von Schadenswirkungen (Fallbeispiel Erosion)

Schäden haben negative Wohlfahrtswirkungen. Im Prinzip ist ihre Bewertung daher mit Hilfe der im vorigen Abschnitt beschriebenen Methoden möglich, soweit die ökologischen Leistungen betroffen sind. Im allgemeinen haben Schädigungen der Ressourcenproduktivität jedoch Wirkungen sowohl im Bereich der Produktion als auch im Bereich der "Umwelt der Produktion". Das gilt vor allem für die Erosion. Da die Erosion in den hier behandelten Projekten eine besondere Rolle spielt, sollen die prinzipiellen Bewertungsprobleme von Schadenswirkungen, die bei der Zerstörung von Ressourcen oder bei der Verminderung ihrer Leistungsfähigkeit zu verzeichnen sind, am Fallbeispiel der Erosion erläutert werden.

Erosion heißt Verlust von Bodensubstanz und damit Minderung der Bodenfruchtbarkeit bzw. Ertragsfähigkeit (vgl. dazu Abschnitt 2.2.2.3). Um sie ökonomisch bewerten zu können, müssen bekannt sein:

- Der Zusammenhang zwischen Erosion und Verminderung der Bodenfruchtbarkeit bzw. Ertragsfähigkeit und
- die Anpassung der Betriebe an eine verringerte Ertragsfähigkeit, sowie die Wirkungen, die von dieser Anpassung auf die langfristige Ertragsfähigkeit und die ökologischen Leistungen der Landschaft ausgehen.

Der Wert der Schadenswirkungen bzw. der on site Effekte der Erosion besteht dementsprechend

- aus den direkten Wirkungen auf die Einkommen der Betriebe (vgl. Abschnitt 2.3.1),
- aus den Wirkungen auf die überbetrieblichen ökologischen Leistungen (vgl. Abschnitt 2.3.2.1.1) und
- aus den "Rückwirkungen" einer Veränderung der ökologischen Leistungsfähigkeit der Landschaft auf die Entwicklung ihrer betrieblichen und überbetrieblichen Ertragsfähigkeit.

Betriebe und Haushalte können sich der Verringerung der Ertragsfähigkeit passiv oder aktiv anpassen.

Passive Anpassung besteht darin, daß Betriebe und Haushalte die Verringerung der Erträge und die daraus resultierenden Einkommensminderungen hinnehmen, solange die Einkommen über dem Existenzminimum bleiben. Aktive Anpassung besteht im Prinzip aus drei Möglichkeiten, die in der Regel miteinander kombiniert werden (vgl. Magrath und Arens 1989).

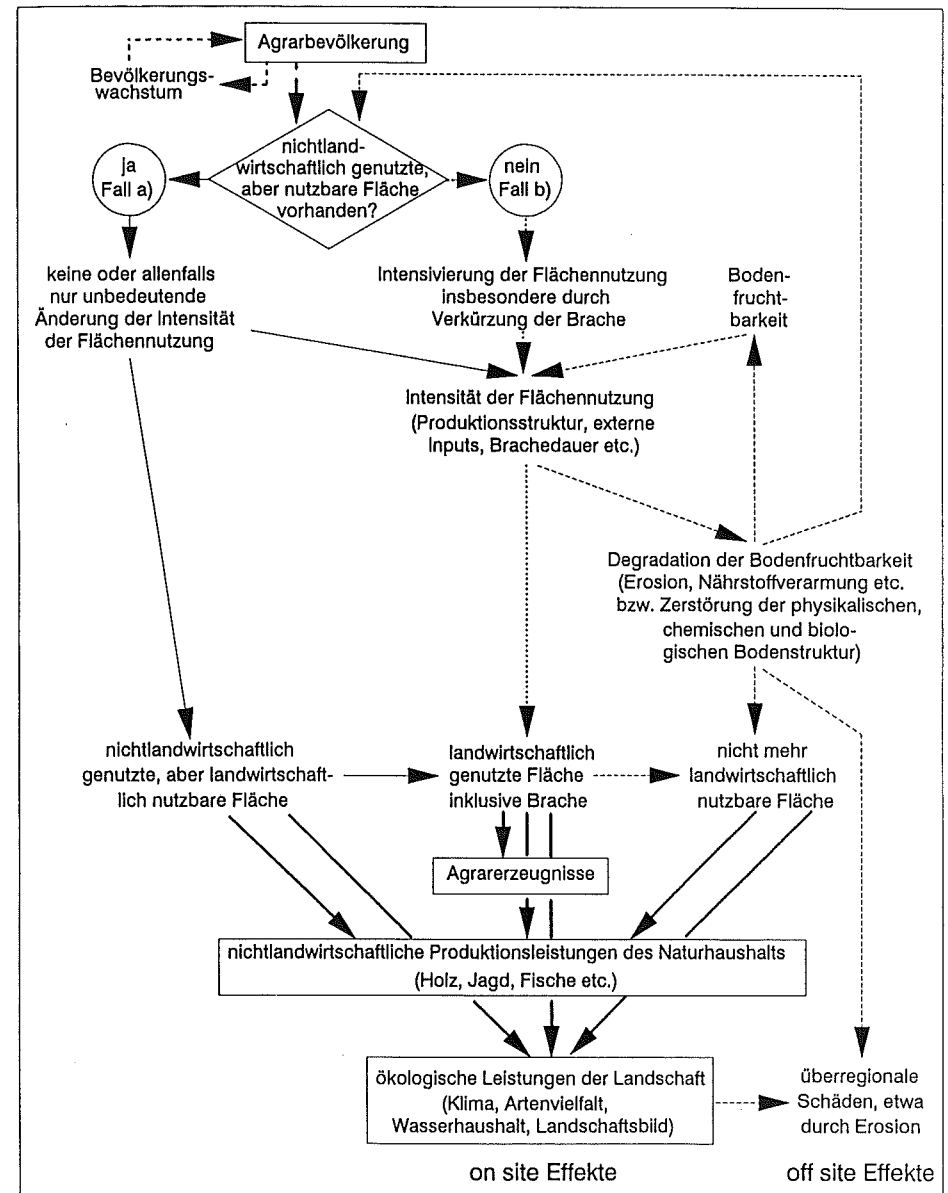
- 1) Zumindest partieller Ausgleich der Verringerung der Erträge im Gefolge abnehmender natürlicher Bodenfruchtbarkeit durch die Verwendung externer Inputs (beispielsweise Handelsdünger).
- 2) Anpassung der Produktionsrichtung durch relative Ausdehnung des Anbaues von Pflanzen mit geringeren Ansprüchen an die Bodenfruchtbarkeit.
- 3) Substitution erodierter bzw. degradierter Flächen durch neue.

Die Einkommenswirkungen der Komponenten 1) und 2) sind den Änderungen des Deckungsbeitrages auf der weiter bewirtschafteten Fläche gleich. Der Wert der Schadenskomponente, der sich aus der Substitution bereits bebauter durch neue Flächen ergibt, ist schwieriger zu ermitteln. Die Schwierigkeiten bzw. das anzuwendende Bewertungsverfahren hängen von der Knappheit der Fläche ab. Wir unterscheiden zwei Fälle:

- a) Die neue Fläche ist nicht in die Rotation "Brache-Anbau" eingespannt. Die Brachedauer bleibt unverändert.
- b) Die neue Fläche ist in die Rotation "Brache-Anbau" eingespannt. Die Brachedauer wird verkürzt.

In beiden Fällen, die schematisch in Abbildung 6 dargestellt sind, ändern sich die ökologischen Leistungen der Landschaft. Insbesondere im Fall b) ist die langfristige Ertragsfähigkeit betroffen. Sie wird irreversibel zerstört.

Abb. 6: Wirkungsschema der externen Effekte durch landwirtschaftliche Ressourcennutzung



Im Fall a) - linker Teil der Abbildung 6 - werden Ertragsfähigkeit und daraus resultierend, die Änderungen der Deckungsbeiträge und Einkommen der Betriebe nur direkt durch die Erosion verändert. Der Wert des durch die Erosion angerichteten Schadens ergibt sich aus der Veränderung der Deckungsbeiträge in den Einzelbetrieben und aus der Veränderung bewertbarer ökologischer Leistungen der Landschaft (vgl. dazu die Beispiele in Abschnitt 3.2).

Im Fall b) - rechter Teil der Abbildung 6 - gibt es eine sogenannte "dynamische Rückkopplung" auf die Bodenfruchtbarkeit bzw. Ertragsfähigkeit. Die Verkürzung der Brachedauer führt zu einem Verlust an Regenerationsfähigkeit und damit zu einer weiteren Verringerung der Ertragsfähigkeit, die ihrerseits wieder zu einer Verkürzung der Brachedauer führt. Dieser sich selbst verstärkende, dynamische Rückkopplungseffekt ist um so ausgeprägter, je größer der Anteil der substituierten Fläche ist. Er ist dann besonders schwerwiegend, wenn Flächen ausscheiden, weil ihre Fruchtbarkeit irreversibel unter die Schwelle der "Nutzungswürdigkeit" gesunken ist - mit anderen Worten - wenn die nutzbare Bodenfruchtbarkeit praktisch irreversibel zerstört ist und die Flächen aus der Produktion ausscheiden, weil sie nicht mehr landwirtschaftlich nutzbar sind.

Im Fall b) läßt sich der Substitutionseffekt nur im Rahmen eines dynamischen Modells ermitteln, das nicht nur die "endogen dynamischen" Faktoren, die zur Degradation der Bodenfruchtbarkeit führen, einbezieht, sondern exogen dynamische Faktoren, wie das Bevölkerungswachstum, in die Betrachtung einschließt (vgl. dazu das Beispiel in Abschnitt 3.3). Auch bei Anwendung einer dynamischen Betrachtung lassen sich die Schadenswirkungen zunächst nur über ihre Wirkungen auf Produktion, Einkommen und quantifizierbare ökologische Leistungen der Landschaft bewerten.

Der Gesamteffekt, insbesondere die irreversible Landschaftszerstörung läßt sich ökonomisch nicht bewerten, vor allem dann nicht, wenn er mit Hunger und einer Zunahme der Sterblichkeit verbunden ist. Folgendes Beispiel aus Pakistan verdeutlicht den Zusammenhang:

"Many farm families cannot subsist on the output of their small, often infertile landholdings, which in many cases are fragmented into widely separated plots the size of table-tops. As a result, a high proportion of the able-bodied men migrate to the plains to find seasonal work, usually returning to help with the planting and harvesting. Families see little choice but to squeeze from the land what benefits they can, regardless of any possible long-term consequences for its fertility or for the farmers downstream. Even so, the battle for subsistence through agriculture is often lost, and the death rate among infants and children is high" (World Food Program, Interim Evaluation of Project Pakistan 385, zitiert nach Eckholm, E.P., Losing Ground, Oxford, New York 1976, S.82).

Wir schlagen daher vor, die Veränderung der Tragfähigkeit für die Bewertung der Schadenswirkungen heranzuziehen, wenn diese zur irreversiblen Zerstörung der Funktionsfähigkeit der Landschaft führen. Die Tragfähigkeit einer Region bezeichnet die maximale Größe der Agrarbevölkerung, die in dieser Region bei angemessenem Einkommen wirtschaftlich existieren kann. Zur Ermittlung der Tragfähigkeit empfehlen wir die folgenden Konzepte (vgl. auch Abschnitt 3.2 und insbesondere Abschnitt 3.3):

1. Die Tragfähigkeit - gemessen an der land/man ratio bei der im Betrachtungszeitraum üblichen Ausnutzung von Arbeitshilfsmitteln.

Sie ergibt sich aus dem Quotienten

$$\frac{\text{landwirtschaftlich (ackerbaulich) nutzbare Fläche}}{\phi \text{ Anbaufläche je Arbeitskraft (land/man ratio)}}$$

2. Die Tragfähigkeit - gemessen am Pro-Kopf-Einkommen an der Existenzschwelle. Das Pro-Kopf-Einkommen an der Existenzschwelle ist im Regelfall aus dem Einkommen an der zu definierenden Armutsgrenze abzuleiten. Die Tragfähigkeit - gemessen am Pro-Kopf-Einkommen - errechnet sich wie folgt

$$\frac{\text{Einkommenskapazität der Region}}{\text{Pro-Kopf-Einkommen an der Armutsgrenze}}$$

Das Pro-Kopf-Einkommen an der Armutsgrenze kann zum Vergleich mit dem ersten Konzept in Bezug auf die arbeitsfähige Bevölkerung (Zahl der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte) ausgedrückt werden.

### 2.3.2.2 Off site Effekte

Die off site Effekte werden im Prinzip mit den gleichen Methoden bewertet, wie die überbetrieblichen on site Effekte. Die Bewertung der off site Effekte, etwa durch Erosion, beruht in der Regel auf der Ermittlung der Kosten der Schadensbeseitigung. Dabei wird von mehreren Alternativen stets die billigste ausgewählt.

**Beispiel:** Die Investitionsausgaben zum Bau eines Bewässerungsspeichers für Region A betragen 100 Millionen Geldeinheiten. Die Lebensdauer der Anlage wird auf 100 Jahre veranschlagt. Wegen der verstärkten Bodenerosion in der oberhalb des Bewässerungsspeichers gelegenen Region B muß damit gerechnet werden, daß sich die Nutzungsdauer der Anlage auf 50 Jahre verkürzt. Um die Nutzungsdauer von 100 Jahren zu erhalten, sind Baggerarbeiten erforderlich, die mit jährlich 400.000 Geldeinheiten veranschlagt werden.

Zur Bewertung der "Schadenswirkungen" gibt es zwei Möglichkeiten:

- a) Verkürzung der Nutzungsdauer der Anlage. Die Annuitätskosten der Investitionsausgaben erhöhen sich bei 5 Prozent Kalkulationszinsen von rund 5 Millionen Geldeinheiten auf rund 5,5 Millionen Geldeinheiten. Die Verkürzung der Nutzungsdauer kostet jährlich 500.000 Geldeinheiten (zur Berechnung von Annuitätskosten vgl. Anhang II).
- b) Regelmäßiges Ausbaggern mit jährlichen Kosten in Höhe von 400.000 Geldeinheiten.

Da Ausbaggern weniger kostet, beträgt der jährliche "Wert" des off site Effektes der Erosion 400.000 Geldeinheiten.

### 2.3.3 Die Bewertung der zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Leistungen

Die Bewertung von Leistungen natürlicher Ressourcen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, gehört zu den umstrittensten Problemen der Umweltökonomie. Sie ist vor allem dann von Belang, wenn die Wirtschaftlichkeit von Investitionen beurteilt werden soll, die den Zweck haben, die Produktivität natürlicher Ressourcen langfristig zu erhalten oder zu steigern.

Die Höhe der jährlichen Einnahmeüberschüsse (hier der Deckungsbeiträge) aus der Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen ändert sich im Laufe der Betrachtungsperiode im wesentlichen aus drei Gründen (von zufälligen, etwa witterungsbedingten Schwankungen abgesehen):

- a) Weil je Produktionsperiode unterschiedlich hohe Erträge erwirtschaftet bzw. unterschiedliche Aufwendungen getätigt werden.
- b) Weil sich die Knappheitsverhältnisse für die erzeugten Güter bzw. die aufgewandten Produktionsmittel verändern und die Marktpreise demzufolge steigen oder fallen.
- c) Weil es inflatorische (seltener deflatorische) Entwicklungen gibt, aufgrund derer das allgemeine Preisniveau steigt (fällt).

In der ökonomischen Lehre herrscht Übereinstimmung,

- daß die inflatorischen (deflatorischen) Einflüsse auszuschalten sind, und
- daß die Veränderung der Knappheitsverhältnisse, soweit sich diese vorhersehen läßt, zu berücksichtigen ist.

Das heißt, in der Ökonomie besteht Übereinstimmung, daß die in einem Zeitpunkt  $t_n$  anfallenden Erträge und Aufwendungen mit den in  $t_n$  herrschenden, inflationsbereinigten Preisen zu bewerten sind.

### 2.3.3.1 Wahl der Zeitpräferenzrate

Meinungsunterschiede gibt es dagegen, wenn beantwortet werden soll, was die in  $t_n$  anfallenden Geldbeträge im Ausgangszeitpunkt  $t_0$  wert sind, also in dem Zeitpunkt, in dem die Wirtschaftlichkeit geplanter Investitionen abgeschätzt werden muß. Die traditionelle, zur Zeit (noch) überwiegend herrschende Lehrmeinung geht davon aus, daß die Leistungen nicht reproduzierbarer bzw. irreversibel zerstörbarer natürlicher Ressourcen genauso zu behandeln sind, wie die Leistungen von reproduzierbaren Kapitalgütern. Künftige Leistungen gelten in der Gegenwart grundsätzlich weniger als ihr Geldwert zum Zeitpunkt ihres Anfalls. Der Grad der Minderschätzung wird durch die Zeitpräferenzrate oder genauer, durch den Diskontierungsfaktor, ausgedrückt.

Die Zeitpräferenz gibt das Ausmaß der Höherschätzung gegenwärtiger Bedürfnisse bzw. Leistungen im Vergleich zu künftigen Bedürfnissen bzw. Leistungen an. Um Leistungen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, und die wegen des Vorhandenseins der Zeitpräferenz unterschiedlich eingeschätzt werden, vergleichbar zu machen, bezieht man sie auf einen Zeitpunkt. Es hat sich eingebürgert, als Bezugszeitpunkt den Anfangszeitpunkt  $t_0$  zu wählen, obwohl es dafür keine zwingende Notwendigkeit gibt.

Künftige Leistungen sind entsprechend der herrschenden Zeitpräferenzrate weniger wert als in  $t_0$  anfallende Leistungen mit gleichem Geldwert. Sie werden demnach abgewertet (diskontiert). Man spricht dementsprechend - vor allem im angelsächsischen Sprachraum - von einem ökonomischen (sozialen) Diskontierungsfaktor (discount factor). Er gibt an, wie eine in  $t_n$  anfallende Leistung abgewertet werden muß, um ihren Gegenwartswert in  $t_0$  zu ermitteln.

Die Ermittlung des Gegenwartswertes einer in  $t_n$  anfallenden Leistung erfolgt nach der Formel

$$A_0 = A_n \times \frac{1}{(1+i)^n}$$

mit:  $A_n$  = Wert in  $t_n$

$A_0$  = Gegenwartswert von  $A_n$

$n$  = Anzahl der Perioden

$i$  = Zeitpräferenzrate (Periodenzins) in Prozent durch 100

$$\frac{1}{(1+i)^n} = \text{Diskontierungsfaktor } q^n$$

Das Verhältnis von Zeitpräferenzraten und Diskontierungsfaktoren (Abzinsungsfaktoren) ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Faktoren zur Diskontierung (Abzinsung) von zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Leistungen bei steigender Zeitpräferenzrate

Zeitpunkt	Zeitpräferenzrate in Prozent			
	0	5	7	8
$t_0$	1	1	1	1
$t_5$	1	0,78	0,71	0,68
$t_{10}$	1	0,61	0,51	0,46
$t_{20}$	1	0,38	0,26	0,21

In der Projektevaluierung ist es gegenwärtig überwiegend üblich, künftige Leistungen durch einen an Kapitalmarktzinsen orientierten Diskontierungsfaktor abzuwerten. Die Anwendung einer kapitalmarkt-orientierten Zeitpräferenzrate führt zwangsläufig zu einer Minderschätzung künftiger Erträge. Veränderungen von Einnahmen und Ausgaben,

die sich in zwanzig Jahren ereignen, vermögen bei Verwendung dieser Zeitpräferenzrate die ökonomische Bewertung eines Projekts kaum noch zu beeinflussen (vgl. Tabelle 2).

Projekte, die auf eine Verbesserung der Standortgerechtigkeit abzielen, streben aber gerade eine Stabilisierung oder Steigerung dieser Erträge an. Für die Evaluierung solcher Projekte erscheint es daher wenig sinnvoll, wenn man die eigentlichen Zielergebnisse nur mit einem Bruchteil ihres Wertes im Projektergebnis berücksichtigt. Selbst Pigou (1962), der die bis heute gültigen Prinzipien der Wohlfahrtsökonomie entwickelt hat und der als unbestrittener Klassiker dieses Teils der Ökonomie gilt, fragt, ob bei der Bewertung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen nicht niedrigere als aus herrschenden Kapitalmarktzinsen abgeleitete Diskontierungsfaktoren zur Anwendung gelangen müßten.

Die Begründung, daß sich die Anwendung einer an Kapitalmarktzinsen orientierten Zeitpräferenzrate aufgrund der Ziele ökologisch orientierter Projekte verbietet, hat tautologischen Charakter, weil sie den Begründungszwang auf die Ziele verlagert. Es sei denn, man betrachtet die Ziele als politische Vorgaben, die keiner Begründung bedürfen. Außer dieser sehr einfachen, aber unzureichenden Begründung lassen sich in der ökonomischen Theorie jedoch andere Gründe finden, die unsere Zweifel daran stützen, ökologisch orientierte Projekte mit den zur Zeit üblichen Verfahren zu bewerten.

Zur ökonomischen Bewertung dynamischer Prozesse kommen entweder "geschlossene" dynamische Modelle, etwa dynamische lineare Programmierungsmodelle, oder Partialmodelle nach Maßgabe der finanzmathematischen Methoden zur Anwendung. Projektevaluierung beschränkt sich im allgemeinen auf die einfache Anwendung finanzmathematischer Methoden. Von diesen Methoden werden die Kapitalwertmethode, die Annuitätsmethode und die Methode des internen Zinsfußes in Anhang II beispielhaft angewandt.

Der Anwendung finanzmathematischer Methoden liegen zwei, für unsere Überlegungen bedeutsame Annahmen zugrunde:

- a) Rentabilitätsprämisse. Für die Ermittlung der Wirtschaftlichkeitsgrenze gilt das Nutzungs-(Opportunitäts-)kostenprinzip. Geld, das in ein bestimmtes Projekt investiert wird, muß mindestens den gleichen Ertrag erzielen, wie Geld, das alternativ am Kapitalmarkt, also in einem langfristigen Sparguthaben, in Wertpapieren oder in der Produktion von Kapitalgütern angelegt wird.
- b) Wiederanlageprämisse. Die Einnahmeüberschüsse, die in einzelnen Produktionsperioden erzielt werden, sind noch in der gleichen Periode wiederanzulegen und erzielen einen Ertrag, der dem in der Kalkulation verwendeten Zinsfuß entspricht. Daraus ergibt sich zwangsläufig die Minderschätzung künftiger Leistungen. Der Geldbetrag  $x_{10}$ , der in einem Jahr  $t_{10}$  erwirtschaftet wird, kann im Jahr  $t_0$  nicht mehr wert sein, als der Geldbetrag  $x_0$ , den man in  $t_0$  bei seiner Bank oder anderswo anlegen muß, um mit Zins und Zinseszins in  $t_{10}$  den Geldbetrag  $x_{10}$  auf seinem Konto vorzufinden. Daher wird etwa ein in  $t_{10}$  erwarteter Periodenüberschuß von 2.159 Geldeinheiten bei einem Zinssatz von 8 Prozent nur mit 1.000 Geldeinheiten in  $t_0$  (bei Projektbeginn) bewertet.

### 2.3.3.2 Bewertung zeitabhängiger Leistungen

Für die kritische Prüfung der Wirklichkeitsrelevanz der Wiederanlageprämisse in Projekten mit Umweltwirkungen der hier behandelten Art unterscheidet man zweckmäßig

- den Wert der Leistungen (des Nutzens) einer Investition im Zeitpunkt ihres Anfalls, also etwa den Wert der Nahrungsmittel oder der ökologischen Leistungen im Zeitpunkt  $t_n$  gemessen am Preis in  $t_n$  oder am bewerteten Nutzen in  $t_n$ , und
- den Wert, den diese Leistungen im Zeitpunkt  $t_0$  für den Investor haben.

Es ist unbestritten, daß gleiche Leistungen, die unter sonst gleichen Umständen (in bezug auf Kosten, Nachfrage, Nutzeneinschätzung durch die Betroffenen etc.) zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, im Zeitpunkt ihres Anfalls den gleichen (Zeit-)Wert haben.

1.000 Tonnen Mais, die in einer Region A jedes Jahr zu einem unveränderten Preis von 100 Geldeinheiten (GE) je Tonne gekauft und verkauft werden können, haben für die Bewohner von A in jedem Jahr  $t$  den (Zeit-)Wert von 100.000 GE.

Fraglich und umstritten ist jedoch, welchen Gegenwartswert (Wert in  $t_0$ ) etwa die in  $t_{10}$  erzeugten Maismengen haben. Offensichtlich hängt der Gegenwartswert von Mais, der in  $t_{10}$  erzeugt wird, davon ab, wie dieser verwertet wird. Grundsätzlich lassen sich die folgenden zwei Fälle unterscheiden:

Fall A: Der Mais wird durch Kapitalunternehmen erzeugt, die Einnahmeüberschüsse, die sie in den einzelnen Jahren erzielen, in zinsträchtige Anlagen investieren.

Die in  $t_0$  erzeugten Maismengen haben dann bei einem Zinssatz von 8 Prozent in  $t_{10}$  einen Wert von 215.892 GE, während die in  $t_{10}$  erzeugten Maismengen in  $t_{10}$  nur den (Zeit-)Wert von 100.000 GE haben. Umgekehrt haben die in  $t_{10}$  erzeugten Maismengen in  $t_0$  nur einen Wert von 46.319 GE, während die in  $t_0$  erzeugten Maismengen in  $t_0$  den (Zeit-)Wert von 100.000 GE haben.

Fall B: Der Mais wird in kleinen Haushalten (Betrieben) produziert. Diese verbrauchen einen Teil der erzeugten Mengen, einen Teil verkaufen sie zum Preis von 100 GE je Tonne. Der Verkaufserlös wird jedoch zur Deckung von Grundbedürfnissen sofort wieder ausgegeben oder nur für kurze Zeit im Strumpf gespart.

Der jährliche Nutzen bzw. der (Zeit-)Wert, den die Erzeugung von Mais hat, ist - wie im Fall A - in allen Produktionsperioden (Jahren)

gleich. Nehmen wir an, der Nutzen sei durch den Preis von 100 GE je Tonne adäquat ausgedrückt, dann kann der Wert der in  $t_0$  oder  $t_{10}$  erzeugten Maismengen trotzdem nicht daran gemessen werden, daß Einnahmeüberschüsse zinsträchtig angelegt werden können, weil die Haushalte (Betriebe) diese Möglichkeit gar nicht haben. Folglich hängt etwa der Gegenwartswert der in  $t_{10}$  erzeugten Maismengen davon ab, wie die einzelnen Produzenten oder wie die Gesellschaft - vertreten durch ihre Regierung - den Nutzen in  $t_0$  einschätzt, den 1.000 Tonnen Mais mit einem (Zeit-)Wert bzw. (Zeit-)Nutzen von 100.000 GE in  $t_{10}$  haben.

Die Festlegung des Gegenwartswertes ist im Fall B umstritten und beim herrschenden Stand der Sozialwissenschaften ohne subjektive Werturteile nicht möglich. Man muß zwischen individueller und gesellschaftlicher Einschätzung des Gegenwartswertes künftiger Nutzen unterscheiden. Für den individuellen Bereich gibt es keine allgemeine Antwort, wie schon das Nebeneinander von Sparen und der Inanspruchnahme von Konsumkrediten zeigt (vgl. auch Loewenstein und Thaler 1989).

Die Realität scheint zwar zu zeigen, daß Individuen und Gesellschaften geneigt sind, künftige Bedürfnisse geringer als Gegenwartsbedürfnisse einzuschätzen, indes gibt es aber Unterschiede, nicht nur zwischen Individuen und Gesellschaften, sondern auch zwischen reproduzierbaren Kapitalgütern auf der einen Seite und irreversibel zerstörbaren bzw. nicht reproduzierbaren natürlichen Ressourcen auf der anderen Seite. Die Erfahrungen mit der Risikovorsorge für die Versorgung mit Grundbedürfnissen oder für die Sicherung des Lebensunterhaltes im Alter zeigen, daß der gleichmäßigen Versorgung - zumindest mit Grundbedürfnissen des Lebens - große Bedeutung beigemessen wird, zumindest wenn diese nicht als selbstverständlich gilt, oder ihre Gefährdung bewußt wird.

Außer der Dringlichkeit der Bedürfnisse scheint auch das Pro-Kopf-Einkommen eine Rolle zu spielen. Erfahrungen aus Entwicklungsländern zeigen, daß Individuen um so mehr zur Minderschätzung künftiger Be-

dürfnisse neigen, je ärmer sie sind. Das scheint zumindest dann zu gelten, wenn für die Sicherung der Befriedigung künftiger Bedürfnisse Opfer erforderlich sind, die auf Kosten der Befriedigung gegenwärtiger Mindestbedürfnisse gehen (vgl. Abschnitt 2.3.5.1.2).

Moderne Sozialwissenschaftler, wie beispielsweise Rawls (1971), die sich grundsätzlich mit den Problemen der gerechten zeitlichen Verteilung der Ressourcennutzung auseinandersetzen, zeigen, daß es keinen rationalen Grund dafür gibt, der Befriedigung gegenwärtiger Bedürfnisse Priorität vor der Befriedigung künftiger Bedürfnisse zuzubilligen. Gesellschaften und insbesondere deren Regierung sind schon aus ethischen Gründen gehalten, der Befriedigung der Bedürfnisse künftiger Generationen eine höhere Bedeutung beizumessen, als dies einzelne Individuen zu tun geneigt sind. Das gilt vor allem für die Erhaltung irreversibel zerstörbarer natürlicher Ressourcen.

Zerstörte natürliche Ressourcen, etwa Bodenfruchtbarkeit oder abgeholzte Regenwälder, sind nicht oder nur mit sehr hohen Aufwendungen wiederherstellbar. Risikoüberlegungen stehen der generellen Minderbewertung künftiger Bestände bzw. Leistungen von natürlichen Ressourcen auch aus ökonomischen Gründen entgegen (Arrow 1974 und Hodge 1984).

Page (1977) und andere Wissenschaftler (Krutilla und Fisher 1975) aus der Gruppe 'Resources for the Future' sind sogar der Ansicht, daß die künftigen Leistungen natürlicher, nicht vermehrbare Ressourcen prinzipiell höher einzustufen sind als ihre Gegenwartsleistungen. Sie begründen diese Ansicht im wesentlichen mit der zunehmenden Verknappung dieser Ressourcen in bezug auf die steigende Nachfrage einer wachsenden Weltbevölkerung.

### 2.3.3.3 Plädoyer für eine ökologisch orientierte Zeitpräferenzrate

Die Auswirkungen einer künftigen Verknappung natürlicher Ressourcen kommen in einer Erhöhung der jeweiligen Zeitwerte zum Ausdruck. Die Zeitwerte, die sich an den in der jeweiligen Periode herrschenden Knappheitsverhältnissen orientieren, dürfen nach der hier vertretenen Ansicht jedoch durch Anwendung einer an Kapitalmarktzinsen orientierten Zeitpräferenzrate nicht wieder abgewertet werden, wenn man die Wirtschaftlichkeit von Maßnahmen beurteilen will, die auf die Erhaltung natürlicher Ressourcen und ihrer Leistungsfähigkeit gerichtet sind. Dafür gibt es im Zusammenhang mit den hier im Vordergrund stehenden Projekten vor allem zwei Gründe:

- Ökologische Leistungen sind überwiegend nicht marktfähig. Die kalkulatorischen Werte, mit denen sie - etwa durch die Reisekostenmethode - bewertet werden, lassen sich nicht zinsbringend anlegen. Es gibt daher keinen Grund, etwa den Gegenwartswert der künftigen Schönheit einer Landschaft geringer einzuschätzen, als die gleiche Schönheit der Landschaft heute.
- Die marktfähigen Leistungen, die in Projekten mit Umweltwirkungen der hier untersuchten Art zu bewerten sind, werden in kleinen Betrieben erstellt. Die Inhaber dieser Betriebe verwenden die erzeugten Produkte teils für den Eigenverbrauch, teils zum Verkauf. Sie legen die Verkaufserlöse jedoch im allgemeinen nicht zinsträchtig an (vgl. Heidhues und Weinschenck 1986). Die Einnahmeüberschüsse sind daher nicht nach der Wiederanlageprämisse zu bewerten, sondern nach dem Wert des im Gefolge der Investition gestiegenen bzw. gehaltenen Verbrauchsniveaus.

Es gibt daher - zumindest vom Standpunkt der Projektträger aus - keinen rationalen Grund, den Wert gegenwartsferner Projektleistungen geringer einzuschätzen als den Wert gegenwartsnaher Projektleistungen.



Wir schlagen daher vor, für die Bewertung des Bestandes an natürlichen Ressourcen und der daraus resultierenden Leistungen, soweit diese

- nichtmarktfähig sind, bzw.
- marktfähig sind, aber nicht verkauft und erzielte Verkaufserlöse nicht reinvestiert werden,

statt der makroökonomisch an Kapitalmarktzinsen orientierten Zeitpräferenzrate eine **ökologisch orientierte Zeitpräferenzrate** zu verwenden.

Für die Höhe der ökologisch orientierten Zeitpräferenzrate gibt es zur Zeit keinen allgemein akzeptierten Wert oder eine allgemein akzeptierte Orientierungsgröße. Aus der Logik ökologischer Zielsetzungen ergibt sich jedoch, daß künftigen Erträgen und künftigen ökologischen Leistungen der gleiche Wert beigemessen werden muß, wie gegenwärtigen Erträgen und ökologischen Leistungen. Aus ökologischer Sicht gibt es keine Gegenwartspräferenz. Die Zeitpräferenzrate ist Null. Der Bewertungs-(Gewichtungs-)faktor für künftige Leistungen ist konstant und für jeden Zeitpunkt Eins (vgl. Tabelle 2, Abschnitt 2.3.3.1).

#### 2.3.3.4 Mikroökonomisch orientierte Zeitpräferenzrate

Außer der makroökonomisch und der ökologisch orientierten Zeitpräferenzrate ist in Zusammenhang mit dem in Abschnitt 2.3.5 behandelten Problem der Akzeptanz eine **mikroökonomisch orientierte, individuelle Zeitpräferenzrate** zu berücksichtigen.

Auf der Ebene von Betrieben und Haushalten sind - zumindest in Entwicklungsländern - die Annahmen, die mit der Orientierung der Zeitpräferenzrate an Kapitalmarktzinsen verbunden sind, nicht generell erfüllt. Bei einem Teil der erzeugten Güter handelt es sich um Subsistenzprodukte, beim anderen um Tauschprodukte zur Sicherung der Subsistenz bzw. von Grundbedürfnissen. Wie immer die mikroökonomische

Zeitpräferenz für die Verfügbarkeit dieser Produkte zu verschiedenen Zeitpunkten im Einzelfall aussehen mag, gibt es keinen Grund anzunehmen, daß individuelle Zeitpräferenzen für eine Schale Reis heute im Vergleich zu einer Schale Reis in 10 Jahren herrschenden Kapitalmarktzinsen gleich sind.

#### 2.3.3.5 Der zinsrelevante Teil der Investitionsausgabe

Die Wirklichkeitsrelevanz der Rentabilitätsprämisse muß mutatis mutandis nach dem gleichen Prinzip wie die Wirklichkeitsrelevanz der Wiederanlageprämisse geprüft werden. Die Forderung, daß sich das Investitionskapital so verwerten muß, daß seine Verzinsung herrschenden Kapitalmarktzinsen entspricht oder höher als diese ist, gründet sich auf die Annahme, daß das gesamte Kapital auch anderswo eingesetzt werden könnte und dort mindestens eine den herrschenden Kapitalmarktzinsen entsprechende Rentabilität erzielt. Diese Annahme ist aber nur für den beweglichen Teil des Kapitals gültig - in der Regel für denjenigen Teil der Investitionen, der Ausgaben verursacht.

Investitionen, die wie in den hier zur Erörterung stehenden Projekten zum Teil durch die Arbeit der betroffenen Betriebs- und Haushaltsangehörigen getätigt werden, sind aus zwei Kapitalarten zusammengesetzt:

- a) Aus Geldkapital, das im Prinzip voll beweglich ist und anderweitig investiert werden kann, und
- b) aus Arbeitsleistungen der Betriebs- und Haushaltsangehörigen, die "kalkulatorisch" entlohnt werden. Für diesen Teil des Kapitals (die verbrauchte Arbeitsleistung bzw. die eingesetzte Arbeit) gibt es in der Regel keine alternative Verwendungsmöglichkeit und er kann, nachdem er geschaffen worden ist, in der Regel auch nicht veräußert werden.

Wenn die Arbeitsleistungen nur kalkulatorisch bewertet, nicht aber wirklich bezahlt werden, gibt es keine alternative Verwendung für die in der Investitionsrechnung als Investitionsausgabe üblicherweise eingesetzten Kapitalbeträge. Nur wenn sich die Arbeit anders verwerten ließe, wären die Arbeitsleistungen mit den damit verbundenen Nutzungskosten zu bewerten. Da letzteres bei Unterbeschäftigung nicht der Fall ist, sind für den unbeweglichen und alternativ nicht verwendbaren Kapitalanteil, der durch Arbeitsleistungen erstellt wird, allenfalls Abschreibungen zu berücksichtigen. Die Nutzungskosten durch entgangene Zinsgewinne sind für diesen Teil des Investitionskapitals auf alle Fälle gleich Null. Er kann daher in der Wirtschaftlichkeitsrechnung auch nicht mit Zinskosten belastet werden.

**2.3.3.6 Folgerungen für die Projektevaluierung**

Wenn in einem Projekt ökologisch orientierte Zeitpräferenzraten von Null gelten sollen, kann seine Wirtschaftlichkeit nicht durch eine gewöhnliche Anwendung der "dynamischen" Verfahren der Finanztheorie, wie der Kapitalwertmethode oder der internen Zinsfußmethode, bewertet werden. Von den konventionellen Bewertungsverfahren kommt allein die Annuitätsmethode, oder genauer, die "halbe" Annuitätsmethode in Betracht. Die Annuitätsmethode ist in Anhang II beschrieben. Bei ihrer Verwendung in der hier vorgeschlagenen Form werden die aus der Investitionsausgabe abgeleiteten Annuitäten mit dem ungewichteten Durchschnitt der Periodenüberschüsse verglichen.

**Beispiel:** In einer Region A werden für den Landwirtschaftsbereich bei Beibehaltung der gegenwärtigen Bewirtschaftungspraxis die im linken Teil der Tabelle 3 angegebenen Daten geschätzt. Mit Investitionsausgaben von 5.000 Geldeinheiten je Hektar (GE/ha), die zu Beginn des ersten Jahres der Betrachtungsperiode anfallen, sinken die on site und off site Schäden der Erosion sofort auf Null und die Deckungsbeiträge bleiben zwanzig Jahre lang auf konstantem Niveau und entsprechen den Nettoerträgen.

Tab. 3: Brutto- und Nettoerträge einer Region mit und ohne Erosionsschutzprojekt  
- Geldeinheiten/ha -

Zeit in Jahren	ohne Erosionsschutz			mit Erosionsschutz						
	Wert der landwirt. Produkt.	vari- able Kosten	Dek- kungs- beitrag	überreg- ionale Schäden	Netto- erträge	Wert der landwirt. Produkt.	vari- able Kosten	Dek- kungs- beitrag	überreg- ionale Schäden	Netto- erträge
1	2 000	500	1 500	300	1 200	2 000	500	1 500	-	1 500
2	1 975	500	1 475	300	1 175	2 000	500	1 500	-	1 500
3	1 950	500	1 450	300	1 150	2 000	500	1 500	-	1 500
4	1 925	.	1 425	.	1 125	.	.	.	.	.
5	1 900	.	1 400	.	1 100	.	.	.	.	.
6	1 875	.	1 375	.	1 075	.	.	.	.	.
7	1 850	.	1 350	.	1 050	.	.	.	.	.
8	1 825	.	1 325	.	1 025	.	.	.	.	.
9	1 800	.	1 300	.	1 000	.	.	.	.	.
10	1 775	.	1 275	.	975	.	.	.	.	.
11	1 750	.	1 250	.	950	.	.	.	.	.
12	1 725	.	1 225	.	925	.	.	.	.	.
13	1 700	.	1 200	.	900	.	.	.	.	.
14	1 675	.	1 175	.	875	.	.	.	.	.
15	1 650	.	1 150	.	850	.	.	.	.	.
16	1 625	.	1 125	.	825	.	.	.	.	.
17	1 600	.	1 100	.	800	.	.	.	.	.
18	1 575	.	1 075	.	775	.	.	.	.	.
19	1 550	.	1 050	.	750	.	.	.	.	.
20	1 525	500	1 025	300	725	2 000	500	1 500	-	1 500
Summe	35 250	10 000	25 250	6 000	19 250	40 000	10 000	30 000	-	30 000

Bei Anwendung der "halben" Annuitätsmethode ergibt sich folgende Rentabilitätsrechnung:

durchschnittliche jährliche Nettoerträge mit Erosionsschutz	1 500,00 GE/ha
./. durchschnittliche jährliche Nettoerträge ohne Erosionsschutz	962,50 GE/ha
./. Annuität der Investitionsausgaben (5 000 GE/ha, 8 % Zins, 20 Jahre)	509,25 GE/ha
<hr/>	
durchschnittlicher jährlicher Nettowert des Erosionsschutzes	<u>28,25 GE/ha</u>

Nimmt man an, daß im vorliegenden Beispiel die Hälfte der in die Rechnung eingesetzten Investitionsausgaben dem kalkulatorischen Wert von nicht entlohnten Eigenleistungen der Betriebs- und Haushaltsangehörigen entsprechen, dann halbieren sich zumindest die Zinskosten. Die jährlichen Kosten der Investition reduzieren sich von der Annuität in Höhe von 509 GE/ha auf maximal 380 GE/ha, die sich wie folgt zusammensetzen:

Annuität der Investitionsausgaben (2500 GE/ha, 8 % Zins, 20 Jahre)	254,63 GE/ha
Abschreibung des kalkulatorischen Investitionskapitals (2500 GE/ha, 20 Jahre)	125,00 GE/ha
<hr/>	
durchschnittliche jährliche Kosten der Investition	<u>379,63 GE/ha</u>

Durch die Eigenleistungen steigt der durchschnittliche jährliche Nettowert des Erosionsschutzes von 28,25 GE/ha auf mindestens 157,87 GE/ha, ohne Abschreibung der kalkulatorisch bewerteten Eigenleistung auf 282,87 GE/ha.

### 2.3.4 Kriterien zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit

Oberziel aller Entwicklungsprojekte ist die Mehrung der Wohlfahrt der betroffenen Bevölkerung. Aus diesem Oberziel lassen sich für Projekte mit Umweltwirkungen der hier behandelten Art drei "Unterziele" ableiten:

- 1) Verbesserung der Wirtschaftlichkeit der Produktion. Sie wird durch die Veränderung der Deckungsbeiträge bzw. der Einkommen gemessen (vgl. Abschnitt 2.3.1). Bezugsgrößen sind der oder die repräsentativen Einzelbetriebe und die Projektregion.
- 2) Steigerung der ökologischen Leistungsfähigkeit der Landschaft. Soweit diese nicht ihren Niederschlag in der Verbesserung der Ressourcenproduktivität und damit der Einkommen findet, wird vorgeschlagen, sich auf wenige, repräsentative Kriterien zu beschränken. In Projekten der hier besprochenen Art kann die Veränderung der Erosion als repräsentativ für die Veränderung des ökologischen Nutzwertes bzw. der Fruchtbarkeit von Landschaften und der Schadenswirkungen off site der Projektregion gelten (vgl. Abschnitt 2.3.2.1.1). Bezugsgröße ist im allgemeinen die Projektregion.
- 3) Erhöhung der Tragfähigkeit - gemessen entweder an der land/man ratio bei der im Betrachtungszeitraum üblichen Ausnutzung von Arbeitshilfsmitteln oder am Pro-Kopf-Einkommen an der Existenzschwelle bzw. Armutsgrenze (vgl. Abschnitt 2.3.2.1.2). Bezugsgröße ist die Projektregion.

Die Unterziele lassen sich nicht auf einen gemeinsamen Nenner bringen. Demzufolge müssen nach dem Prinzip lexikographischer Zielmaximierungsverfahren (vgl. Anhang I.3) für zwei der Unterziele Mindest- bzw. Höchstwerte festgelegt werden, während das dritte Unterziel maximiert wird oder sich zumindest positiv verändern muß. Bei Verwendung der drei Kriterien Wirtschaftlichkeit der Produktion, Erosion und Tragfähigkeit lassen sich drei Alternativen wie folgt unterscheiden:

Ein Projekt gilt als vorteilhaft und kann zur Durchführung empfohlen werden, wenn durch das Projekt

**Alternative 1**

- a) Die Wirtschaftlichkeit der Produktion zunimmt,
- b) die Erosion nicht zunimmt und
- c) die Tragfähigkeit nicht abnimmt.

**Alternative 2**

- a) Die Erosion abnimmt und die zu bestimmenden Höchst- bzw. Toleranzwerte (T-Werte) nicht mehr übersteigt,
- b) die Tragfähigkeit nicht abnimmt und
- c) die Wirtschaftlichkeit der Produktion nicht abnimmt.

**Alternative 3**

- a) Die Tragfähigkeit zunimmt,
- b) die Wirtschaftlichkeit der Produktion nicht abnimmt und
- c) die Erosion nicht zunimmt.

Im allgemeinen sind die drei Unterziele positiv korreliert. Positive Veränderungen eines Zielkriteriums sind im allgemeinen mit positiven Veränderungen der anderen Zielkriterien verbunden. Zielkonflikte sind die Ausnahme, etwa zwischen Erosion und einzelbetrieblicher Wirtschaftlichkeit der Produktion, wenn die Erosion noch nicht so weit fortgeschritten ist, daß sie eine spürbare Verringerung der Ertragsleistungen zur Folge hat.

**2.3.5 Das Akzeptanzproblem**

Unter dem Stichwort Akzeptanz werden in der Literatur Fragen behandelt, die sich mit der Einführung von Neuerungen in den wirtschaftlichen Prozeß befassen. Obwohl beide wechselseitig voneinander abhängen, ist es zweckmäßig, zwischen der Akzeptanz auf der Produktionsebene in Betrieben und Haushalten und der Akzeptanz auf politischer und gesellschaftlicher Ebene zu unterscheiden.

Auf der Produktionsebene in Betrieben und Haushalten wird letztlich entschieden, ob Neuerungen übernommen werden oder nicht. Auf politisch-gesellschaftlicher Ebene wird entschieden, wie wünschenswert die Übernahme bestimmter Neuerungen ist und mit welchen Mitteln sie unterstützt oder verhindert werden soll.

**2.3.5.1 Akzeptanz auf Produktionsebene**

Auf Produktionsebene wird die Akzeptanz in der Regel durch die Akzeptanzrate gemessen. Sie bezeichnet den Anteil derjenigen Betriebe und Haushalte, die eine in Betracht gezogene Maßnahme übernehmen. Der Anteil wird an der Gesamtzahl der Betriebe und Haushalte gemessen, die für eine Übernahme in Betracht kommen. Anstatt die Akzeptanz durch eine Rate relativ zu messen, kann man sie - zwar weniger aussagekräftig - auch absolut in Form der Zahl übernehmender Betriebe und Haushalte ausdrücken, ohne sie auf die Grundgesamtheit der in Frage kommenden Betriebe und Haushalte zu beziehen.

Die vorliegende Literatur behandelt vor allem die Akzeptanz auf der Ebene von Betrieben und hier vor allem die Übernahme "technischer" Neuerungen. Untersuchungen über die Akzeptanz von Umweltmaßnahmen sind vor allem für Entwicklungsländer sehr selten. Mutatis mutandis handelt es sich bei der Übernahme technischer Neuerungen jedoch im Prinzip um das gleiche Problem wie bei der Übernahme von Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung von Produktionsgrundlagen und Umwelt.

Für die Erörterung des Akzeptanzproblems ist es zweckmäßig, zwischen

- den Bestimmungsgründen der Akzeptanz (in der Modelltheorie den unabhängigen Variablen) und
- den quantitativen Beziehungen zu unterscheiden, die zwischen den Bestimmungsgründen und der Akzeptanz (abhängige Variable) bestehen.

Die Beziehungen sind von relativ komplexer Natur und lassen sich nur in empirischen Untersuchungen vor Ort bestimmen. Dabei sind vor allem auch die zwischen den einzelnen Bestimmungsgründen bestehenden Wechselbeziehungen zu berücksichtigen.

#### 2.3.5.1.1 Bestimmungsgründe der Akzeptanz

Folgende Faktorengruppen haben bestimmenden Einfluß auf die Akzeptanz:

- wirtschaftliche Faktoren,
- die Besitzverhältnisse und
- andere soziale und kulturelle Faktoren.

Unter den wirtschaftlichen Faktoren sind zu nennen:

1. Die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit in den Augen der Entscheidungsträger auf der Produktionsebene in den Betrieben und Haushalten.
2. Die Höhe der Investitionsausgaben und die damit verbundenen Wirkungen auf die Liquidität bzw. in subsistenzorientierten Betrieben und Haushalten das zeitliche Versorgungsgleichgewicht.
3. Das Ausmaß der Veränderung der Betriebs- und Haushaltsorganisation, das mit der Anpassung von Produktionsrichtung und Aufwandsstruktur verbunden ist.

Die Besitzverhältnisse haben unmittelbaren Einfluß auf die subjektive Einschätzung der Wirtschaftlichkeit von Maßnahmen zur Stabilisierung der Ertragsverhältnisse. Es ist offensichtlich und durch Untersuchungen belegt, daß das Interesse an der Stabilisierung der Ertragsverhältnisse bei Vorherrschen von Land-Pachtsystemen, in denen die Eigentümer häufig in den Städten wohnen, geringer ist als unter Bedingungen, unter denen das bebaute Land im Eigentum der Bewirtschafter ist. Die Möglichkeit zur legalen oder illegalen Benutzung von Land in Gemeineigentum reduziert gleichfalls das wirtschaftliche Interesse von Betrieben und Haushalten an stabilen Ertragsverhältnissen.

Im allgemeinen dürfte gelten, daß sich die "objektive", mit herrschenden Kapitalmarktzinsen errechnete Wirtschaftlichkeit von der subjektiven Vorteilhaftigkeit in den Augen der Entscheidungsträger in den Betrieben und Haushalten um so weniger unterscheidet, je ausschließlich das bewirtschaftete Land Eigentum der Bewirtschafter ist und je weniger die Möglichkeit besteht, bei sinkenden Erträgen auf Flächen auszuweichen, die sich in Gemeineigentum befinden.

Neben diesen leicht meßbaren Faktoren gibt es eine Reihe von Faktoren, die subjektiven, psychologischen, sozialpsychologischen und kulturellen Charakter haben. Diese Faktoren beziehen sich auf die Aufgeschlossenheit einer Gesellschaft für Neuerungen und auf die Lernwilligkeit und Lernfähigkeit der betroffenen Individuen auf der einen Seite und auf den Beratungsaufwand und die Effizienz der Beratung auf der anderen Seite.

Zwischen diesen eher subjektiven und den wirtschaftlichen Faktoren bestehen folgende Wechselbeziehungen:

1. Bei gegebener Wirtschaftlichkeit (auch unter dem Aspekt der Liquidität) einer Neuerung ist die Akzeptanz um so höher, je effizienter die Beratung und je aufgeschlossener eine Gesellschaft für Neuerungen ist.
2. Bei gegebener Effizienz der Beratung und bei gegebener Aufgeschlossenheit der betroffenen Individuen für Neuerungen werden diese um so schneller übernommen, je größer der damit verbundene wirtschaftliche Vorteil ist (Griliches 1957).
3. Wenn die Übernahme der Neuerung mit individuellen wirtschaftlichen Nachteilen verbunden ist, bleibt ein noch so hoher Beratungsaufwand weitgehend ohne Ergebnis. Daher beschränken wir uns auf eine nähere Betrachtung der wirtschaftlichen Faktoren.

### 2.3.5.1.2 Wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit und Liquidität

Daß die wirtschaftlichen Interessen der Entscheidungsträger an einer Umweltstabilisierung auf der Ebene von Betrieben und Haushalten durch Projektmaßnahmen gefördert werden, ist Grundvoraussetzung für ihre Akzeptanz. Dabei sind die wirtschaftlichen Interessen der Entscheidungsträger in den Betrieben und Haushalten nicht notwendig mit den Wohlfahrtsinteressen der Gesellschaft in Einklang.

In Abschnitt 2.3.4 wurden für die wirtschaftliche Beurteilung eines Projekts drei Kriterien gebildet:

- Die Veränderung der Wirtschaftlichkeit der Produktion,
- die Veränderung der Erosion, um die Veränderung ökologischer Leistungen zu repräsentieren, und
- die Veränderung der Tragfähigkeit.

Für die Akzeptanz in Betrieben und Haushalten ist nur die Veränderung der Wirtschaftlichkeit der Produktion von Bedeutung. Dabei wird die relative Vorteilhaftigkeit gegenwartsnaher Erträge häufig anders eingeschätzt als bei Anwendung von ökologisch orientierten Zeitpräferenzraten oder von Zeitpräferenzraten, die sich an den herrschenden Kapitalmarktzinsen ausrichten (vgl. Abschnitt 2.3.3.4). Über die Höhe der mikroökonomischen, individuellen Zeitpräferenzrate und ihr Verhältnis zur makroökonomischen, an Kapitalmarktzinsen orientierten Zeitpräferenzrate gibt es nur wenige Untersuchungen; meist im Zusammenhang mit Erosionsproblemen, die sich allerdings nur zum Teil auf Entwicklungsländer beziehen (vgl. etwa Hodge 1984 und Mc Connell 1983).

Aus den Untersuchungen läßt sich ableiten:

- Die individuelle, mikroökonomische Zeitpräferenz für gegenwartsnahe Erträge bzw. Einkommen ist im allgemeinen größer und im Grenzfall gerade gleich der aus Kapitalmarktzinsen abgeleiteten Zeitpräferenz. Sie ist - wenn überhaupt - dann nur sehr selten kleiner

als diese. Das heißt, eine Maßnahme, die sich bei Kalkulation mit herrschenden Kapitalmarktzinsen als "rentabel" rechnet, muß in den Augen der Entscheidungsträger in Betrieben und Haushalten nicht notwendig rentabel sein, wenn die Entscheidungsträger eine höhere Zeitpräferenz für gegenwartsnahe Einkommen haben und dementsprechend langfristige, gegenwartsferne Einkommenssteigerungen verhältnismäßig gering und kurzfristige, gegenwartsnahe Einkommenseinbußen dagegen sehr hoch einschätzen.

- Die individuelle Zeitpräferenz für gegenwartsnahe Einkommen hängt eng mit dem Wohlstand, der Gefahr der Illiquidität und dem Auftreten von Versorgungsengpässen zusammen. Je ungünstiger die natürlichen Verhältnisse sind und je ärmer die betroffenen Betriebe und Haushalte sind, um so weniger können sie sich kurzfristige, gegenwartsnahe Einkommenseinbußen leisten. Um so höher ist dementsprechend die individuelle, mikroökonomische Zeitpräferenz für gegenwartsnahe Einkommen und um so gleichgültiger stehen die Entscheidungsträger in den betroffenen Betrieben und Haushalten der Gefahr langfristiger, gegenwartsferner Einkommenseinbußen gegenüber.

Da etwa Erosion in ertragsarmen Hanglagen besonders stark auftritt und ihre Ertragswirkungen auf solchen Standorten besonders krass sind, bedeutet das Auseinanderfallen von mikro- und makroökonomischen Zeitpräferenzen im Querschnittsvergleich häufig, je wirtschaftlicher erosionsmindernde Maßnahmen bei Anwendung einer an Kapitalmarktzinsen bzw. einer ökologisch orientierten Zeitpräferenzrate sind, um so höher ist die Zeitpräferenz der Entscheidungsträger in den betroffenen Betrieben und Haushalten für gegenwartsnahe Einkommen und um so geringer ist die Akzeptanz von Maßnahmen, in deren Gefolge zunächst kurzfristige Einkommenseinbußen auftreten, die erst durch gegenwartsferne Einkommenssteigerungen ausgeglichen werden.

Das Problem der Wirtschaftlichkeit kann auf der Ebene von Betrieben und Haushalten nicht vom Problem der Liquidität getrennt werden. Maßnahmen zur Stabilisierung der Umwelt haben nur dann Aussicht von Betrieben und Haushalten übernommen zu werden, wenn sie

- bei Anwendung der mikroökonomischen, individuellen Zeitpräferenzrate rentabel sind,
- wenn sie bezahlt werden können und
- wenn keine - auch nur befristete - Versorgungsengpässe zu befürchten sind.

Das bedeutet, die Beziehung zwischen der Veränderung der Wirtschaftlichkeit im Gefolge einer auf nachhaltige Ertragssteigerung gerichteten Maßnahme und ihrer Akzeptanz in Betrieben und Haushalten kann nur vor Ort festgestellt werden. Nach Projektbeginn wird die Beziehung durch Erhebungen und vor Projektbeginn durch Akzeptanzschätzungen auf der Basis von Befragungen und durch Abschätzung der voraussichtlichen wirtschaftlichen Veränderungen ermittelt. Grundsätzlich kann man für die wirtschaftlichen Veränderungen drei typische Fälle unterscheiden.

Fall 1

Die Deckungsbeiträge sind mit umweltstabilisierender Maßnahme vom Zeitpunkt ihrer Einführung an höher als die Deckungsbeiträge bei der bisherigen Wirtschaftsweise (vgl. Tabelle 4). Die Investitionsausgaben werden durch Kredite finanziert. Die Rückzahlungsannuitäten sind so ausgelegt, daß der verfügbare Einkommensbeitrag nach Einführung der Maßnahme in jedem Jahr mindestens so hoch ist wie vorher.

In diesem Fall sind die wirtschaftlichen Voraussetzungen für die Akzeptanz aus der Sicht von Betrieben und Haushalten in der Regel gegeben. Die Schnelligkeit der Akzeptanz hängt von der Effizienz der Beratung und den kulturellen und sozialpsychologischen Umständen ab. Einführungsprämien sind geeignet, die Akzeptanzrate zu erhöhen. Sie müssen jedoch nicht unbedingt bezahlt werden.

Tab. 4: Einkommensbeitrag mit und ohne umweltstabilisierende Maßnahme im Fall 1  
- Geldeinheiten/ha -

Jahr	Deckungsbeitrag mit umweltstabilisierender Maßnahme	Rückzahlungsannuitäten für die Maßnahme	Einkommensbeitrag mit umweltstabilisierender Maßnahme	Einkommensbeitrag ohne umweltstabilisierende Maßnahme <sup>1)</sup>
1	2100	100	2000	2000
2	2100	100	2000	1975
3	2100	100	2000	1950
4	2100	100	2000	1925
5	2100	100	2000	1900
.	.	.	.	.
.	.	.	.	.
18	2100	100	2000	1575
19	2100	100	2000	1550
20	2100	100	2000	1525

1) Einkommensbeitrag = Deckungsbeitrag

Fall 2

Die Deckungsbeiträge sind mit umweltstabilisierender Maßnahme zwei Jahre lang niedriger als die Deckungsbeiträge ohne Maßnahme. Dabei ist der Unterschied in den ersten Jahren groß und nimmt exponentiell ab. Nach zwei Jahren übertreffen die Deckungsbeiträge im Gefolge der umweltstabilisierenden Maßnahme die Erträge, die ohne diese Maßnahme zu erwarten sind.

Die Investitionsausgaben in Höhe von 1000 GE/ha fallen zu Beginn des ersten Jahres der Einführung der Maßnahme an. Die ökologische Zeitpräferenzrate beträgt 0 Prozent. Die herrschenden Kapitalmarktzinsen liegen bei 8 Prozent. Die Zeitpräferenz der Betriebe und Haushalte für gegenwartsnahe Erträge entspricht einem Zins von 20 Prozent.

Die Rechnung zur Prüfung von Wirtschaftlichkeit und Akzeptanz ist in Tabelle 5 dargestellt. Sie ergibt im einzelnen:

- a) Bei einer ökologisch orientierten Zeitpräferenzrate von 0 Prozent ergibt sich bei einem Betrachtungshorizont von 20 Jahren ein Gegenwartswert der jährlichen Deckungsbeitragsüberschüsse von 4932 GE/ha (vgl. Tabelle 5, Spalte 3). Zur Finanzierung der Investitionsausgaben fällt bei 8 Prozent Zins und 20 Jahren Laufzeit eine Annuität in Höhe von 101,85 GE/ha an. Insgesamt werden in 20 Jahren 2037 GE/ha für Annuitätszahlungen ausgegeben, so daß netto ein Gegenwartswert von 2895 GE/ha erzielt wird (halbe Annuitätsmethode, vgl. Abschnitt 2.3.3.6).
- b) Bei einer an Kapitalmarktzinsen orientierten Zeitpräferenzrate von 8 Prozent ergibt sich unter Berücksichtigung der Investitionsausgaben ein Gegenwartswert von 66 GE/ha (vgl. Tabelle 5, Spalte 4).
- c) Bei der individuellen Gegenwartspräferenz von 20 Prozent ergibt sich inklusive der Investitionsausgaben ein Gegenwartsverlust von 1406 GE/ha (vgl. Tabelle 5, Spalte 5). Die Maßnahme hätte wenig Aussicht, akzeptiert zu werden.

Tab. 5: Deckungsbeitrag mit und ohne umweltstabilisierende Maßnahme im Fall 2  
- Geldeinheiten/ha -

Spalte	1	2	3	4	5
Jahr	Deckungsbeitrag mit umweltstabilisierender Maßnahme	Deckungsbeitrag ohne umweltstabilisierende Maßnahme	Differenz mit - ohne	Wert der Differenz in $t_0$ diskontiert mit 8 %	Wert der Differenz in $t_0$ diskontiert mit 20 %
1	735	2000	-1265	-1171	-1054
2	1759	1975	-216	-185	-150
3	2015	1950	65	52	38
4	2079	1925	154	113	74
5	2095	1900	195	133	78
6	2099	1875	224	141	75
7	2100	1850	250	146	70
8	2100	1825	275	149	64
9	2100	1800	300	150	58
10	.	1775	325	150	52
11	.	1750	350	150	47
12	.	1725	375	149	42
13	.	1700	400	147	37
14	.	1675	425	145	33
15	.	1650	450	142	29
16	.	1625	475	139	26
17	.	1600	500	135	23
18	2100	1575	525	131	20
19	2100	1550	550	127	17
20	2100	1525	575	123	15
Summe u. Kapitalwert	40182	35250	4932	1066	-406



- Um die wirtschaftliche Akzeptanzschwelle zu erreichen, wären etwa
- die Investitionsausgaben durch die öffentliche Hand zu bezahlen und
  - in den ersten beiden Jahren Zuschüsse in Höhe von 1265 und 216 GE/ha zu zahlen.

Diese Transferzahlungen haben Budgetwirkung in öffentlichen und privaten Haushalten, bleiben aber ohne Einfluß auf die in a) und b) ermittelte Wirtschaftlichkeit der umweltstabilisierenden Maßnahme. Sie sind ein durchlaufender Posten, der Kosten und Leistungen in der Berechnung der gesamtwirtschaftlichen und der Projektrentabilität gleichermaßen erhöht.

### Fall 3

Die Einzelbetriebe wirtschaften auf tiefgründigem Boden mit hohen und stabilen Erträgen. Erosion findet in erheblichem Maße statt. Umgerechnet auf den durchschnittlich 3 ha großen Einzelbetrieb muß nach vorliegenden repräsentativen Messungen mit einem jährlichen Bodenabtrag von 100 Tonnen je Betrieb gerechnet werden. Die Erträge sind bisher jedoch noch nicht spürbar gesunken. Aufgrund von vorliegenden Untersuchungen rechnet man damit, daß steigende Handelsdüngergaben notwendig sind, um das Absinken der Erträge zu verhindern. Diese Gaben steigen ausgehend von einem Wert von 100 GE/ha bis zum zwanzigsten Jahr jährlich um 2 Prozent. Erst nach zwanzig Jahren ist ein Absinken der Erträge auch bei zunehmendem Handelsdüngeraufwand zu erwarten.

Die Schadenswirkungen der off site Effekte betragen 550 GE für den 3 ha großen Durchschnittsbetrieb. Die Maßnahme zur Erosionsminderung und Ertragsstabilisierung erfordert Investitionsausgaben in Höhe von 3000 GE je Betrieb. Der Flächenanspruch der Maßnahme beträgt 5 Prozent der Betriebsfläche. Um diesen Prozentsatz sinkt der Deckungsbeitrag. Die Einkommenseinbußen bzw. der notwendige Umfang der akzeptanzfördernden Ausgleichsprämien werden in Tabelle 6 ermittelt.

Tab. 6: Ermittlung der Einkommenseinbußen bzw. der akzeptanzfördernden Ausgleichsprämien im Fall 3  
- Geldeinheiten/ha -

Spalte	1	2	3	4
Jahr	Ohne umweltstabilisierende Maßnahme Handelsdüngerkosten	Mit umweltstabilisierender Maßnahme DB <sup>1)</sup>	Mit umweltstabilisierender Maßnahme DB <sup>1)</sup>	Minimale Ausgleichsprämien bzw. Einkommenseinbußen
1	100	2000	1900	100
2	102	1998	1900	98
3	104	1996	1900	96
4	106	1994	1900	94
5	108	1992	1900	92
6	110	1990	1900	90
7	113	1987	1900	87
8	115	1985	1900	85
9	117	1983	1900	83
10	120	1980	1900	80
11	122	1978	1900	78
12	124	1976	1900	76
13	127	1973	1900	73
14	129	1971	1900	71
15	132	1968	1900	68
16	135	1965	1900	65
17	137	1963	1900	63
18	140	1960	1900	60
19	143	1957	1900	57
20	146	1954	1900	54
Summe	2430	39570	38000	1570

1) DB = Deckungsbeitrag

Aus Sicht der Betriebe und Haushalte ist die umweltstabilisierende Maßnahme wirtschaftlich nicht interessant. Um die wirtschaftliche Akzeptanzschwelle zu erreichen, muß die öffentliche Hand die Investitionsausgaben in Höhe von 1000 GE/ha bezahlen und außerdem jährlich Ausgleichszahlungen in mindestens der in Tabelle 6, Spalte 4 ausgewiesenen Höhe leisten. Die Transferzahlungen haben auch in diesem Fall nur Budgetwirkung in öffentlichen und privaten Haushalten. Ihre tatsächlich geleistete Höhe hat keinen Einfluß auf die gesamtwirtschaftliche und die Projektrentabilität der umweltstabilisierenden Maßnahme.

Aus gesellschaftlicher Sicht ergeben sich bei unterschiedlicher Zeitpräferenzrate die folgenden Berechnungen zur Ermittlung der gesamtwirtschaftlichen und der Projektrentabilität:

**a) Ökologisch orientierte Zeitpräferenzrate von 0 Prozent**

Gegenwartswert der off site Schäden in Höhe von jährlich 183,33 GE/ha über 20 Jahre	3667 GE/ha
./. Investitionsausgaben für die umweltstabilisierende Maßnahme (Summe der Annuitäten gemäß der halben Annuitätsmethode, 1000 GE/ha, 8 % Zins, 20 Jahre)	2037 GE/ha
./. Gegenwartswert der minimalen Ausgleichsprämien bzw. der Einkommenseinbußen	1570 GE/ha
<hr/> Kapitalwert der umweltstabilisierenden Maßnahme	<hr/> 60 GE/ha

**b) An Kapitalmarktzinsen orientierte Zeitpräferenzrate von 8 Prozent**

Gegenwartswert der off site Schäden in Höhe von jährlich 183,33 GE/ha	1800 GE/ha
./. Investitionsausgaben für die umweltstabilisierende Maßnahme	1000 GE/ha
./. Gegenwartswert der minimalen Ausgleichsprämien bzw. der Einkommenseinbußen	828 GE/ha
<hr/> Kapitalwert der umweltstabilisierenden Maßnahme	<hr/> -28 GE/ha

**2.3.5.2 Akzeptanz auf politischer Ebene**

Das Zustandekommen und die Veränderung der politisch-gesellschaftlichen Akzeptanz von Politikmaßnahmen wird in weiten Teilen durch die Lehre der politischen Ökonomie erklärt. In dieser Theorie spielen die Interessen und Anstrengungen politischer Kräftegruppen eine herausragende Rolle. Außer ihrem qualitativen Erklärungswert vermag die Lehre der politischen Ökonomie aber kaum einen Beitrag zur Ermittlung der Akzeptanz auf politisch-gesellschaftlicher Ebene zu leisten.

Über die politisch-gesellschaftliche Akzeptanz von umweltstabilisierenden Maßnahmen liegen daher aus Entwicklungsländern keine und aus Industrieländern kaum Ergebnisse vor. Die politisch-gesellschaftliche Akzeptanz hängt in hohem Maße ab

- vom Wandel des gesellschaftlichen Wertbewußtseins und den damit verbundenen Verschiebungen der Kräfteverhältnisse politischer Gruppierungen,
- von den objektiv meßbaren und subjektiv sichtbaren Schäden und
- den Budgetwirkungen in öffentlichen und privaten Haushalten.

Die Budgetwirkungen sind der wirtschaftlich-finanzielle Teil gesellschaftlicher Akzeptanzhemmnisse. Sie sind in der Regel überwiegend durch akzeptanzfördernde Transferzahlungen bestimmt, haben aber keinen Einfluß auf die gesamtwirtschaftliche und die Projektrentabilität von umweltstabilisierenden Maßnahmen (vgl. die Fallbeispiele im vorangehenden Abschnitt).

Die Wandlung des gesellschaftlichen Wertbewußtseins und der damit verbundenen politischen Kräfteverhältnisse ist in Industrieländern ein langanhaltender und langsamer Prozeß. Für die Entwicklungsländer liegen kaum Erfahrungen darüber vor, wann die mit der wirtschaftlichen Entwicklung einhergehende Wandlung ein Stadium erreicht, in dem die traditionellen, häufig auf den sparsamen Umgang mit natürlichen Res-

sourcen gerichteten, kulturellen und sozialen Verhaltensnormen abgelegt werden, ohne durch ein explizites, über Rechts- und Wirtschaftsnormen institutionalisiertes "Umweltbewußtsein" ersetzt zu sein.

Umweltstabilisierende Maßnahmen - so kann man aus dem politischen Verhalten sowohl in Industrie- als auch in Entwicklungsländern schließen - sind politisch-gesellschaftlich erst dann akzeptabel, wenn die Schäden, die bekämpft bzw. verhindert werden sollen, deutlich spürbar und sichtbar geworden sind. Daher hat die Demonstration von Schäden und ihrer Beseitigung durch umweltstabilisierende Maßnahmen in Demonstrations- und repräsentativen Pilotprojekten eine kaum zu unterschätzende Bedeutung. Diese Bedeutung ist besonders hoch einzuschätzen, wenn man in Rechnung stellt, daß die Pilot- und Demonstrationsprojekte wesentlich leichter zu finanzieren sind als flächendeckende Umweltprogramme.

Die Budgetwirkungen in öffentlichen und privaten Haushalten bleiben relativ gering und überschaubar. Pilotprogramme sind daher politisch-gesellschaftlich relativ leicht durchzusetzen. Mit zunehmender Dauer wird ihr Demonstrationseffekt sichtbar und trägt daher zunehmend zur Erhöhung der politisch-gesellschaftlichen Akzeptanz für die Ausdehnung der Pilotprogramme auf flächendeckende Umweltprogramme bei. Damit ist um so eher zu rechnen, je stärker der Demonstrationseffekt zur Verminderung der individuellen Akzeptanzhemmnisse auf Produktionsebene beiträgt, weil dadurch der notwendige Umfang akzeptanzfördernder Transferzahlungen sinkt.

### 3 Anwendung von Evaluierungsmodellen

Dem gemeinsamen Oberziel aller Entwicklungsprojekte, "Steigerung des Wohlstandes der betroffenen Bevölkerung", folgend, soll im Rahmen von Projektevaluierungen festgestellt werden, inwieweit die beurteilten Projekte zu diesem Ziel beitragen. Die dabei zur Anwendung kommenden Bewertungsgrundsätze für Leistungen und Aufwendungen sind in den vorangehenden Abschnitten erläutert worden. Sie gelten im Prinzip für alle Evaluierungsmodelle, die mit der Bewertung von Projekten mit Umweltwirkungen befaßt sind.

Zur Demonstration und Erprobung der in den vorangehenden Abschnitten erarbeiteten Bewertungskriterien werden die einzelbetrieblichen und überbetrieblichen Auswirkungen der Einführung von Maßnahmen der Standortgerechten Landwirtschaft in zwei Projekten untersucht. Bei diesen Projekten handelt es sich um die von deutscher Seite geförderten Projekte "Conservation Farming" in Sri Lanka und "Landwirtschaftliche Beratung Nyabisindu" in Ruanda. Die zwei Projekte wurden ausgewählt, weil beide Projekte eine relativ lange Vorgeschichte haben. Daher liegt eine ziemlich breite Daten- und Erfahrungsgrundlage vor, mit der die erarbeiteten Bewertungskriterien beispielhaft quantifiziert werden können. Leider gelingt das nicht immer in idealer Weise.

Die zwei ausgewählten Projekte unterscheiden sich in einem wichtigen Punkt. Während im Projekt "Landwirtschaftliche Beratung Nyabisindu/Ruanda" sämtliche landwirtschaftlich nutzbare Fläche im Prinzip permanent genutzt wird, befindet sich die Landwirtschaft im Gebiet des Projekts "Conservation Farming Sri Lanka" im Übergang von stabiler Feld-Brachewirtschaft zu permanenter Landnutzung. Dieser Unterschied zwischen den Projekten bestimmt im wesentlichen die Wahl des Evaluierungsmodells.