

Bewertung von Landschaftsfunktionen mit Choice Experiments

Valuation of landscape functions using choice experiments

Kim Schmitz, P. Michael Schmitz und Tobias C. Wronka
Justus-Liebig-Universität Giessen

Zusammenfassung

Die erstmals in Deutschland als Umweltbewertungsmethode eingesetzten Choice Experiments bestätigen in dieser Anwendung ihr Potenzial für die nachfrageseitige Bewertung der Multifunktionalität der Landwirtschaft. Durch die Ausweisung von wohlfahrtstheoretisch exakten Wohlfahrtsmaßen in Form der impliziten Preise stellen sie zudem eine sinnvolle Erweiterung der klassischen Conjoint-Analyse dar. Diese Methode ermöglicht im Verbund mit betriebswirtschaftlichen und ökologischen Modellen eine vollständige Bewertung der Multifunktionalität der Landwirtschaft in dem Sinne, dass sowohl die Angebots-, als auch die Nachfrageseite berücksichtigt wird. Durch die Ergebnisse der Choice Experiments konnte so erstmalig eine integrierte ökologische und ökonomische Bewertung von Landschaftsszenarien vorgenommen werden. Beispielhaft wurde für zwei Szenarien detailliert aufgezeigt, wie veränderte Qualitätszustände von Landschaftsfunktionen (Trinkwasserqualität, Artenvielfalt, Landschaftsbild und Nahrungsmittelproduktion) in Nutzenveränderungen auf Seiten der Bevölkerung resultieren. Neben der Ausweisung der angebotsseitigen Kosten und/oder Nutzen eines Landschaftsszenarios können diesen nun die nachfrageseitigen Kosten und/oder Nutzen gegenübergestellt werden.

Schlüsselwörter

Choice Experiments; Umweltbewertung; multifunktionale Landwirtschaft

Abstract

The first application of choice experiments as an environmental valuation method in Germany clearly demonstrates the potential of this method for the valuation of agriculture's multifunctionality. Choice experiments are a reasonable enhancement of the conjoint analysis as they are capable of calculating the theoretically correct welfare measures in the form of implicit prices. In combination with business and ecological models this allows for the comprehensive valuation of agriculture's multifunctionality in the sense, that in addition to the supply or cost side of land use scenarios the demand or benefit side is accounted for. In this study the integrated ecological and economical valuation of land use scenarios was demonstrated for two different scenarios. The welfare changes for the regional population due to changes in the quality or quantity of several landscape functions like drinking water quality, biodiversity, food production and landscape aesthetics were calculated. The inclusion of both supply and demand in this cost-benefit study is an important step forward for the development of sustainable land use concepts.

Key words

choice experiments; environmental valuation; multifunctional agriculture

1. Problemstellung

Landnutzung durch Landwirtschaft ist ein komplexer und vielgestaltiger Prozess, der nicht nur die Bedürfnisse der

Nachfrager nach Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen befriedigt. Sie erfüllt auch Landschaftsfunktionen, die nicht auf Märkten erworben werden können, aber trotzdem einen Wert für die Gesellschaft darstellen. Hierzu gehören u. a. das Erstellen eines bestimmten Landschaftsbildes, die Erhaltung der Kulturlandschaft, der Beitrag zur Grundwasserneubildung und die Sicherung der landschaftstypischen Artenvielfalt. Diese vielfältigen Funktionen werden immer wieder genannt, wenn von der multifunktionalen Landwirtschaft gesprochen wird.

Soll dieser multifunktionale Prozess der Landnutzung genauer verstanden und seine Ergebnisse bewertet werden, so sind die disziplinübergreifenden Zusammenhänge zu erforschen und ein gemeinsamer Nenner für die zahlreichen Bewertungskomponenten zu finden. Dabei spielen ökonomische, biologische und produktionswissenschaftliche Aspekte gleichermaßen eine wichtige Rolle. Eine vollständige Bewertung erfordert darüber hinaus sowohl die Berücksichtigung der Angebots- bzw. Kostenseite der Multifunktionalität als auch der Nachfrage- bzw. Nutzenseite aus Sicht der Verbraucher bzw. Bürger.

Bislang sind umfassende Erklärungs- und Bewertungsmodelle jedoch eher die Seltenheit in der Literatur. Der Sonderforschungsbereich 299 der Deutschen Forschungsgemeinschaft versucht, hier am Beispiel einer Untersuchungsregion in Mittelhessen eine Lücke zu schließen. Ein in sechs Jahren erarbeiteter Modellverbund, bestehend aus einem betriebswirtschaftlich basierten Flächennutzungsmodell (Angebotsmodell), einem hydrologischen Modell und einem ökologischen Modell, wird derzeit um die Nachfrage- bzw. Nutzenkomponente im Sinne einer vollständigen Nutzen-Kosten-Analyse erweitert. Es ist das Ziel dieses Beitrags, den gewählten methodischen Ansatz für die Berücksichtigung der Nachfrageseite vorzustellen und erste inhaltliche Ergebnisse zu präsentieren. Hierzu werden zunächst im zweiten Kapitel der Modellverbund des SFB 299 kurz erläutert und erste Simulationsergebnisse vorgestellt. Das dritte Kapitel stellt dann den methodischen Kern der nachfrageseitigen Bewertung vor, die Choice Experiments. Im vierten Kapitel wird das Studiendesign beschrieben und im fünften Kapitel findet sich die Auswertung der Ergebnisse der durchgeführten Choice Experiments. So wie die anderen Komponenten des Modellverbunds auch, bieten Choice Experiments ebenfalls die Möglichkeit interessante Einzelergebnisse abzuleiten, in diesem Fall aus Sicht der Nachfrage und ihrer Präferenzstrukturen. Schließlich befasst sich das sechste Kapitel mit der Zusammenführung des bisherigen Modellverbunds mit der Nachfragekomponente. Das siebte Kapitel fasst die wichtigsten Ergebnisse zusammen und gibt einen kurzen Ausblick.

2. Konzeption und Simulationsergebnisse des Modellverbunds des SFBs

Für die nachfrageseitige Bewertung von Landschaftsfunktionen stellen drei Modellierungsprojekte des Sonderforschungsbereichs 299 die erforderliche Datenbasis zur Verfügung. Dabei handelt es sich um das hydrologische Modell SWAT, das ökologische Modell ANIMO und das betriebswirtschaftlich basierte Flächennutzungsmodell ProLand.

Jedes der Modelle arbeitet selbstständig und kann so spezielle Fragestellungen der jeweiligen Teilgebiete aufgreifen und analysieren. Eine Verknüpfung der Modelle erfolgt über definierte Schnittstellen bei Verwendung einer gemeinsamen Datenbasis, vor allem hinsichtlich der räumlichen Verteilung der natürlichen Standortbedingungen, die für alle drei Modelle von elementarer Bedeutung sind.¹ Den Input beziehen alle drei Modelle aus den vorgelagerten Projektbereichen des SFBs, die den Modellierungsprojekten die notwendigen physischen, biotischen und abiotischen Zustandsvariablen und Prozessgrößen sowie Methoden zu ihrer Übertragung auf die Region zur Verfügung stellen. Auf Basis dieser Ergebnisse können schließlich verschiedene Optionen der Landnutzung modelliert werden. Die Simulationsergebnisse wiederum dienen für die nachfrageseitige Bewertung als Ausgangslage, um Umweltgüter und Landschaftsfunktionen zu bewerten.

Tabelle 1 gibt einen kurzen Überblick über die Modellierungsarbeiten der drei vorgestellten Modelle und die jeweils betrachteten Kennzahlen bzw. Indikatoren. Das Modell ProLand liefert zum einen Prognosen über die räumliche Verteilung von Landnutzungssystemen unter Berücksichtigung der natürlichen, wirtschaftlichen, technischen und politischen Rahmenbedingungen. Zum anderen werden für die prognostizierte Landnutzungsverteilung Querschnittskennzahlen berechnet, die zwar bislang keinen ausdrücklichen Flächenbezug aufweisen, jedoch als Indikatoren für die modellierten Veränderungen von Landschaftsfunktionen herangezogen werden können, wie bspw. der Arbeitseinsatz, die Nahrungsmittelproduktion oder die durchschnittliche Schlaggröße (KUHLMANN et al., 2002).

Das Modell SWAT (ARNOLD et al., 1998) erfasst den Wasser- und Stoffhaushalt von anthropogen beeinflussten Flusseinzugsgebieten auf der Mesoskala. Dazu werden die von ProLand errechneten Landnutzungsverteilungen zur Ausweisung der einzelnen Parameter, wie bspw. den Gerinneabfluss, die aktuelle Verdunstung usw. verwendet. Darüber hinaus werden ebenfalls die von ProLand zugrunde gelegten Produktionsverfahren (inkl. Fruchtfolgen, flächengebundene Tierhaltungsverfahren, Erntetermine etc.) durch SWAT verarbeitet (vgl. ECKHARDT et al., 2002).

Das ökologische Modell ANIMO berücksichtigt habitatspezifische Artenzahlen, die über die jeweilige Nutzung der Fläche das Artenspektrum bilden. Dabei können Generalisten und Spezialisten betrachtet werden. ANIMO weist dabei zum einen die lokale Artenvielfalt in Form des Alpha-Diversitäts-Index aus, zum anderen wird die Unähnlichkeit der Flächen in ihrem Artenspektrum in Form des Beta-Diversitäts-Indexes berechnet. Schließlich ermöglicht

Tabelle 1. Kennzahlen der Modellierungsprojekte des SFBs

Modellierungsprojekte	Kennzahlen
ProLand	Wertschöpfung der Landwirtschaft in der Region Arbeitseinsatz in der Landwirtschaft Nahrungsmittelproduktion Durchschnittliche Schlaggrößen Landnutzungsanteile von Wald, Acker und Grünland
SWAT	Grundwasserneubildung Gerinneabfluss Aktuelle Verdunstung Direktabfluss Stoffhaushalt für Stickstoff, Phosphat und Pflanzenschutzmittel Erosion und Sedimenttransport Pflanzenwachstum
ANIMO	α -Diversitäts-Index β -Diversitäts-Index γ -Diversitäts-Index

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach MÖLLER et al. (2002)

das Modell über den Gamma-Diversitäts-Index eine Aussage über die regionale Vielfalt (STEINER und KÖHLER, 2003). Als Input für ANIMO dient ebenfalls die von ProLand errechnete Landnutzungsverteilung.

Mit den drei Modellen können nun die betriebswirtschaftlichen, ökologischen und hydrologischen Auswirkungen von Landnutzungsverteilungen simuliert werden. Für die im folgenden vorgestellten Ergebnisse wurden in ProLand Simulationsläufe durchgeführt, bei denen unterschiedlich große durchschnittliche Schläge angenommen wurden. Auf diese Weise können die Auswirkungen auf die sich ergebenden Arbeiterledigungskosten bei Ackerbau und Grünland, sowie auf die relative Vorzüglichkeit verschiedener Landnutzungsverfahren und deren räumliche Verteilung untersucht werden. Durch die Variation der Flächengröße können ebenfalls für das ökologische und hydrologische Modell entsprechende Effekte erwartet werden.² Tabelle 2 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Simulationsergebnisse. Wie zu erkennen ist, geht mit einer Vergrößerung der Schläge eine Umnutzung der Fläche von Wald zu Grünland³ einher, bei Schlaggrößen von 1,0 bis

² Da Auswirkungen auf den Wasserhaushalt bspw. bei geringfügigen Änderungen der Landnutzung nur schwer vorherzusagen sind, wurde bei den hier vorgestellten Ergebnissen der Anteil der Forstflächen in bestimmten Grenzen flexibel gehalten. Dabei ist vereinfachend davon ausgegangen worden, dass auch für umgenutzte Flächen die Prämien mit den Werten vor Wirksamwerden der Agenda 2000 Gültigkeit haben. Eine detaillierte Darstellung der Szenarienformulierung kann MÖLLER et al. (2002: 402ff) entnommen werden.

³ Auf die Ausweisung von extensiv und intensiv genutztem Grünland wurde hier verzichtet, vgl. dazu auch MÖLLER et al., 2002: 404ff.

¹ Eine detaillierte Beschreibung des Modellverbunds kann MÖLLER et al., 2002 entnommen werden.

Tabelle 2. Simulationsergebnisse des Modellverbunds für eine Vergrößerung der Schläge

Durchschnittliche Schlaggröße (ha)	Landnutzungsanteile (%)			Wertschöpfung (1000 €)	Nahrungsmittelproduktion (1000 GE)	Direktabfluss (Jahresbilanz)	Gamma-Diversität
	Wald	Grünland	Acker				
0,5	84	7	3	1893	81	142	24,3
0,75	75	10	9	2214	128	156	42,0
1,0	54	18	23	3009	223	162	63,4
1,5	34	41	19	3540	291	k.A.	84,5
2,0	5	75	14	4470	409	163	47,5
5,0	5	85	4	5205	431	176	33,6
10,0	5	87	2	5325	436	176	28,4
20,0	5	89	0	5432	440	175	24,3

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach MÖLLER et al. (2002)

2,0 ha liegt dabei der Anteil für Acker am höchsten. Mit der Ausdehnung der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf vormalig Waldflächen steigt auch die Wertschöpfung in der Landwirtschaft entsprechend an. Der größte prozentuale Zuwachs ist mit 36 % bei einer Vergrößerung der Schläge von 0,75 auf 1,0 ha zu verzeichnen. Zwar steigt die Wertschöpfung bei größeren Schlägen weiter an, jedoch nehmen die Zuwachsraten ab 2 ha deutlich ab. Entsprechendes gilt auch für die Nahrungsmittelproduktion, die sich bei einer Verdopplung der Schlaggröße von 0,5 auf 1,0 ha nahezu verdreifacht. Ab einer Schlaggröße von 2 ha nehmen auch hier die Zuwächse wieder deutlich ab. Die Ergebnisse zeigen, dass durch eine deutliche Kostensenkung (infolge größerer Schlaggrößen) auch in benachteiligten Regionen Nahrungsmittelproduktion betriebswirtschaftlich sinnvoll und möglich ist.

Der Direktabfluss, hier beispielhaft für die Simulationsergebnisse von SWAT aufgeführt, wird vor allem bei kleineren Schlaggrößen beeinflusst und steigt bis zu einer Schlaggröße von 1,0 ha um etwa 15 % an. Bei größeren Schlaggrößen (ab 5 ha) bleibt er jedoch nahezu konstant. Maßgeblich für den Anstieg des Direktabflusses ist dabei vor allem die Reliefstruktur des betrachteten Gebietes.

Für die landschaftliche Artenvielfalt lässt sich festhalten, dass diese, betrachtet an der Gamma-Diversität, bei einer durchschnittlichen Schlaggröße von 1,5 ha am höchsten ist, da hier die drei Nutzungstypen am ausgewogensten vorliegen. Bei der Dominanz eines Nutzungstyps hingegen, wie das bei größeren bzw. kleineren durchschnittlichen Schlaggrößen der Fall ist, weist das Modell ANIMO eine geringere regionale Artenvielfalt aus.

Fasst man die oben angeführten Einzelergebnisse zusammen, so lässt sich festhalten, dass bei einer Vergrößerung der durchschnittlichen Schlaggröße bis auf 1,5 ha zum einen ein deutlicher Anstieg der landwirtschaftlichen Leistungsfähigkeit zu verzeichnen ist, zum anderen gleichzeitig die landschaftliche Artenvielfalt ansteigt, ohne dass dies zu einem wesentlichen Anstieg des Direktabflusses führt. Damit lassen sich zum einen Win-win- als auch Trade-off-Situationen identifizieren. Bei einem Übergang von einer Schlaggröße von 1,0 auf 1,5 ha erhöht sich die regionale Wertschöpfung um 1000 €/ha (+0,033 %) bei einem zu-

sätzlichen Arbeitszeiteinsatz von 53 Akh/ha (+0,037 %). Gleichzeitig nimmt die Gamma-Diversität um 0,04 Einheiten pro Hektar (+0,63 %) zu. Eine Vergrößerung der Schläge führt also zu einer Win-win-Situation, da sich sowohl die Wertschöpfung als auch die Biodiversität erhöht. Dahingegen ist bei einer Verkleinerung der Schläge von 2,0 auf 1,5 ha eine Trade-off-Situation zu konstatieren, da für die Erhöhung der Artenvielfalt um eine Einheit, ein Verlust an Wertschöpfung von etwa 25 000 € und knapp 1200 Akh in Kauf

zu nehmen ist (MÖLLER et al., 2002: 414). Diese angebotsseitige Bewertung von Umweltgütern anhand der Opportunitätskosten der Landwirtschaft kann allerdings nicht die vollständige ökonomische und ökologische Bewertung von Landnutzungsszenarien leisten. Für die Entwicklung von gesellschaftlich optimalen Landnutzungssystemen ist es unabdingbar, die Nachfrage nach Umweltgütern zu berücksichtigen. Dies ist das Ziel der vorliegenden Studie.

3. Methodische Grundlagen der Choice Experiments

Die Choice Experiments werden nach neuerer Definition den Methoden des Choice Modellings zugerechnet, zu denen auch noch das Contingent Ranking, das Contingent Rating und der paarweise Vergleich gehören (HANLEY et al., 2001: 438). Die Unterscheidung der Methoden ergibt sich aus der Art und Weise der Präferenzermittlung. Ihren gemeinsamen Ursprung haben diese Methoden in der Conjoint Analyse, die in der mathematischen Psychologie entwickelt wurde und vor allem im Marketingbereich etabliert ist. Ein entscheidendes Unterscheidungsmerkmal für die Verwendung dieser Methoden als Umweltbewertungsmethode stellt die Fähigkeit zur Ermittlung von wohlfahrtstheoretisch konsistenten Werten dar. Uneingeschränkt besitzen nur die Choice Experiments durch ihr spezifisches Design⁴ diese Fähigkeit, während die Conjoint Analyse als auch das Contingent Rating und der paarweise Vergleich diese nicht aufweisen (HANLEY et al., 1998: 134; LOUVIERE, 2001: 25). Dies ist das Hauptargument für die Anwendung der Choice Experiments, obwohl im SFB bereits eine Conjoint Analyse zum Einsatz kam. Ansonsten teilen Choice Experiments viele Vorteile der Conjoint Analyse für die Fragestellung des SFBs gegenüber der kontingenten Bewertung. Die explizite Berücksichtigung der Multidimensionalität von Umweltgütern ist dabei von herausragender Bedeutung. So können nicht nur eine Vielzahl von Umweltgütern gleich-

⁴ Für den Privatgüterbereich bedeutet dies, dass Kaufentscheidungen mit der Möglichkeit des Konsumverzichts simuliert werden. Im Fall von öffentlichen Gütern, wo es in dem Sinne keinen Konsumverzicht gibt, wird daher immer auch eine konstante Referenzsituation zur Auswahl vorgelegt.

zeitig bewertet werden, sondern auch deren verschiedene Qualitätszustände. Hierdurch wird es möglich, die Simulationsergebnisse der anderen Modelle nachfrageseitig zu bewerten und damit die integrierte ökonomische und ökologische Bewertung im Sinne des SFBs zu leisten. Zuletzt verlangen die Choice Experiments keine direkte Angabe einer Zahlungsbereitschaft, sondern leiten diese aus den Auswahlentscheidungen ab. Aus diesem Grund wird in der Umweltökonomie diskutiert, ob diese Methode die Antwortschwierigkeiten der Befragten reduziert und damit Problembereiche der kontingenten Bewertung wie Protestantworten, strategisches Verhalten, Ja-Sagen und Embedding-Bias verhindert. Die Attraktivität der neuen Methodik spiegelt sich auch in dem breiten Anwendungsspektrum wider. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Anwendung von Choice Experiments in jüngerer Zeit.

Die methodische Grundlage der Choice Experiments liefert die Zufallsnutzentheorie, die auf THURSTONE (1927) zurückgeht. Diese geht davon aus, dass sich ein Konsument bei der Auswahl zwischen mehreren alternativen Gütern stets für dasjenige entscheidet, das den größten Nutzen für ihn aufweist. Dabei wird zugrunde gelegt, dass sich jedes Gut aus mehreren nutzenstiftenden Eigenschaften zusammensetzt, die schließlich zum Gesamtnutzen des Gutes aufsummiert werden können. Neben den einzelnen Eigenschaften des betrachteten Gutes spielen aber auch weitere Faktoren eine Rolle, die einen Einfluss auf die Entscheidung des Konsumenten haben. Dies sind zum einen persönliche Einstellungen und Werte und zum anderen auch sozioökonomische Faktoren, wie bspw. das Einkommen, Alter und Geschlecht.

Der Nutzen eines Gutes kann daher in zwei Komponenten aufgeteilt werden, in eine deterministische, also messbare, und eine stochastische Komponente:

$$(1) U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in}$$

V beschreibt hier den erklärbaren Anteil und ε den stochastischen Anteil am Gesamtnutzen U des Gutes i für das Individuum n. Dabei umfasst die Variable V möglichst alle relevanten Eigenschaften des Gutes i, die es im Vorfeld zu identifizieren gilt. Aus methodischer Sicht ist es jedoch ratsam, sich auf eine maximale Anzahl zu beschränken, die alle wichtigen nutzenstiftenden Eigenschaften beinhalten sollte.

Steht dem Konsumenten nun eine Auswahl von Alternativen zur Verfügung, so wird er aus diesem gegebenen Choice Set C_n diejenige Alternative auswählen, die ihm den größten Nutzen stiftet. Die Wahrscheinlichkeit, mit der sich das Individuum n für die Alternative i entscheidet, wird durch folgende Gleichung beschrieben:

$$(2) P_n(i) = \Pr(U_{in} \geq U_{jn}, \forall j \in C_n, j \neq i)$$

Unter Berücksichtigung der deterministischen und stochastischen Komponente des Nutzens U (vgl. (1)) kann Gleichung (2) folgendermaßen umgeschrieben werden (BEN-AKIVA und LERMAN, 1993: 101):

$$(3) P_n(i) = \Pr(V_{in} + \varepsilon_{in} \geq V_{jn} + \varepsilon_{jn}, \forall j \in C_n, j \neq i)$$

Tabelle 3. Jüngere Anwendungen von Choice Experiments im Umweltbereich

Autor	Thematik
ALVAREZ-FARIZO und HANLEY (2002)	Windmühlen in Spanien
PROVENCHE et al. (2002)	Erholungsangeln
HAENER et al. (2001)	Erholungsgebiete
MALLAWAARACHCHI et al. (2001)	Umweltschutz im Rübenanbau
BLAMEY et al. (2000)	Bewertung verbliebener Vegetation
FARBER und GRINER (2000)	Verunreinigung von Flüssen
COOPER und MILLSPAUGH (1999)	Schutz wild lebender Tiere
MORRISON et al. (1999)	Feuchtbiotope

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Aus Gleichung (2) bzw. (3) folgt schließlich das multinominale Logit-Modell:

$$(4) P_n(i) = \frac{\exp(V_{in})}{\sum_{j=1}^J \exp(V_{jn})}$$

V_{jn} beschreibt hier den Nutzen der j-ten Alternative, wobei angenommen wird, dass dieser in einer linear additiven Funktion der berücksichtigten Attribute vorliegt. V_{jn} ist somit gleichbedeutend mit

$$(5) V_{jn} = \sum_{k=1}^K \beta_{jk} X_{jkn}$$

β beschreibt dabei den Nutzen-Parameter bzw. geschätzten Koeffizienten und X die Attribute, die in die Betrachtung eingehen. Der Index k gibt die Anzahl der geschätzten Parameter bzw. die Anzahl der Attribute an. Die Berechnung der Parameter β erfolgt schließlich über die Maximum Likelihood Methode. Dabei gilt es, die im folgenden aufgeführte Log-Likelihood Funktion zu maximieren, d.h. den vorliegenden Datensatz durch die geschätzten Parameter bestmöglich wiederzugeben:

$$(6) L^* = \sum_{q=1}^Q \sum_{j=1}^J f_{jq} \ln P_n(i)$$

f_{jq} ist eine Dummy-Variable, mit $f_{jq} = 1$, im Fall, dass eine Alternative ausgewählt wurde und $f_{jq} = 0$, im Falle einer nicht-gewählten Alternative. Ersetzt man schließlich in Gleichung (6) $P_n(i)$ durch Gleichung (4) und (5), sind noch die zu schätzenden Parameter β unbekannt, und die Maximum Likelihood Funktion kann berechnet werden.

In Abhängigkeit von den Annahmen für die stochastische Komponente ε , können verschiedene Modelle zur Anwendung kommen. Das multinominale Logit Modell geht von einer Gumbel-Verteilung der Störterme aus und legt die so genannte IIA-Annahme (Irrelevant from Independent Alternatives) zugrunde. Diese besagt, dass „the ratio of the probabilities of choosing one alternative over another (given that both alternatives have a non-zero probability of choice) is unaffected by the presence or absence of any additional alternatives in the choice set“ (LOUVIERE et al.,

2000: 44). Die IIA-Annahme ist recht restriktiv, so dass weitere Modelle entwickelt wurden.

Im Ergebnisteil (Kapitel 5) wird das Nested Logit Modell aus der Gruppe der allgemeinen Extremwert Modelle⁵ vorgestellt, die bezüglich der Störterme weniger restriktiv als das multinominale Logit Modell sind. Daher wird im Folgenden kurz auf die grundlegenden Eigenschaften des Nested Logit Modells eingegangen. Wesentliches Merkmal ist, dass es im Gegensatz zum multinominalen Logit Modell Korrelationen zwischen den Störtermen zulässt.⁶ Es wird davon ausgegangen, dass Alternativen in Teilmengen oder Nester getrennt werden können und somit ein mehrstufiger Entscheidungsprozess bei den Befragten abläuft. Dabei greift die IIA-Annahme innerhalb eines Nestes, nicht aber zwischen den verschiedenen Nestern. Für zwei Alternativen innerhalb eines Nestes bleibt das Verhältnis der Auswahlwahrscheinlichkeiten damit unabhängig von allen anderen Alternativen oder Attributen. Bei der Betrachtung von Alternativen aus verschiedenen Nestern kann sich jedoch das Verhältnis der Auswahlwahrscheinlichkeiten zwischen den Alternativen verändern. Die Wahrscheinlichkeit, mit der Alternative I aus Nest B_k ausgewählt wird, lässt sich damit folgendermaßen ausdrücken:

$$(7) \quad P_{ni} = P_{ni|B_k} P_{nB_k}$$

$P_{ni|B_k}$ ist die konditionale Wahrscheinlichkeit mit der Alternative I ausgewählt wird, wenn die Auswahl aus Nest B_k erfolgt. P_{nB_k} beinhaltet die marginale (bezüglich aller Alternativen im Nest B_k) Wahrscheinlichkeit, mit der aus Nest B_k ausgewählt wird (TRAIN, 2002: 80ff). Das Nested Logit Modell lässt sich damit insgesamt wie folgt ausdrücken (vgl. auch LOUVIERE et al., 2000: 144):

$$(8) \quad P_{ni} = \frac{\exp(\lambda_g(V_g + V_{g^*}))}{\sum_{g' \in G} \exp(\lambda_g(V_{g'} + V_{g'^*}))} \frac{\exp((\lambda_m V_{m|g})}{\sum_{m \in M_g} \exp(\lambda_m V_{m|g})}$$

Wichtig für die Beurteilung des Nested Logit Modells ist die Betrachtung der Größe V_{g^*} , des so genannten Inclusive Value (IV) Index der Skalenparameter λ_g / λ_m . Die Konsistenz des Nested Logit Modells bezüglich der Nutzenmaximierung ist gewährleistet, wenn die Werte für die Parameter des Inclusive Value zwischen Null und Eins liegen (MCFADDEN, 1981).

4. Studiendesign

Der erste Schritt beim Design eines Choice Experiments liegt in der Identifizierung und Operationalisierung der relevanten Eigenschaften und Ausprägungen des zu bewertenden Umweltgutes. Gerade bei Umweltgütern ist hier – im Vergleich zur Betrachtung von privaten Gütern – neben der Berücksichtigung der naturwissenschaftlichen Grundlagen vor allem auch die Verständlichkeit und Kommunizierbarkeit für den Befragten zu beachten. Aufgrund

der komplexen Zusammenhänge steht nicht nur allein die Erfassung der relevanten Funktionen im Mittelpunkt dieses Schrittes, sondern ebenso die Festlegung von geeigneten Indikatoren und Ausprägungen. Diese sollten die jeweilige Landschaftsfunktion zum einen möglichst verständlich beschreiben und sich zum anderen gleichzeitig auch eng an die wissenschaftlichen Grundlagen anlehnen. Im Rahmen dieses Forschungsprojektes waren für die Festlegung der Eigenschaften, ihrer Indikatoren und Ausprägungen die Simulationsergebnisse und verwendeten Indikatoren der Modellierungsarbeiten in ProLand, SWAT und ANIMO maßgeblich. Wie bereits im Kapitel 2 vorgestellt, wurden bei den Simulationsrechnungen die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen aufgrund von variierenden Schlaggrößen untersucht. Die durchschnittliche Schlaggröße geht daher als eine Eigenschaft in das Befragungsdesign ein. Bei der Darstellung wurde aus Gründen der Verständlichkeit auf die jeweils vorliegenden Nutzungsanteile von Acker-, Grünland und Wald bei unterschiedlichen Schlaggrößen in Form computergenerierter Bilder zurückgegriffen. Als ökonomische Größe für die Wertschöpfung in der Region, wie sie ebenfalls von ProLand berechnet wird, wurde die Nahrungsmittelproduktion in der Region als zweite Eigenschaft verwendet. Hierzu wurde als Indikator in der Befragung der Selbstversorgungsgrad herangezogen. Die dritte im Befragungsdesign berücksichtigte Eigenschaft ist die Artenvielfalt, die in ANIMO in Form von α -, β - bzw. γ -Diversität-Indizes ausgewiesen wird. Für die Befragung wurde aus Kommunikationsaspekten die γ -Diversität mit absoluten Artenzahlen verwendet. Dazu konnte auf Daten des landschaftsökologischen Teilprojektes des SFBs zurückgegriffen werden (WALDHARDT et al., 2000). Als Arten werden dabei die in der Region vorkommenden Bienen-, Ameisen-, Schmetterlings- und Vogelarten sowie die anzutreffenden höheren Pflanzen berücksichtigt. Der Wasser- und Stoffhaushalt, der sich als wichtigste Eigenschaft in der Adaptiven Conjoint Analyse in der ersten Projektphase des SFBs herausgestellt hatte (vgl. MÜLLER, 2002), wurde ebenfalls in das Befragungsdesign aufgenommen. Dabei wird, wiederum aus Kommunikationsaspekten, auf die Trinkwasserqualität, gemessen am Nitratgehalt, zurückgegriffen. Eine genaue Aufstellung der Eigenschaften und Ausprägungen kann Tabelle 4 entnommen werden. Bei der Auswahl der Ausprägungen der jeweiligen Eigenschaften wurde die Bandbreite der Ergebnisse aus den Simulationen der Modelle ProLand, SWAT und ANIMO explizit berücksichtigt. Als fünfte Eigenschaft wurde mit dem Preis in € pro Jahr und Haushalt für die Bereitstellung des jeweiligen Landschaftskonzeptes noch eine monetäre Variable in das Design aufgenommen. Die Ausprägungen der Preisvariablen wurden auf Grundlage der Ergebnisse der kontingenten Bewertung festgelegt (WRONKA, 2001a). Die Spannweite reicht von 25 €/Jahr/Haushalt bis 125 €/Jahr/Haushalt.

Als Befragungsgemeinden wurden die Gemeinden Eibelshausen (Eschenburg) und Erda (Hohenahr) ausgewählt, da diese einerseits die Schwerpunkt-Gemeinden des Untersuchungsgebiets des SFB 299 darstellen und andererseits, um in weitergehenden Analysen ebenfalls Vergleiche zu früheren Bewertungsarbeiten anstellen zu können. Die außerhalb der Untersuchungsregion liegende Stadt Gießen wurde als dritter Befragungsort hinzu genommen, um später Aussagen treffen zu können, inwiefern sich die Präferenzen einer

⁵ Hierzu zählen außerdem das Probit Modell (vgl. ENNEKING, 2003; TRAIN, 2002) und das Random Parameter bzw. Mixed Logit Modell (vgl. LOUVIERE et al., 2000; TRAIN, 2002).

⁶ Liegt keine Korrelation zwischen den Störtermen vor, reduziert sich das allgemeine Extremwert Modell wiederum zum multinominalen Logit Modell (TRAIN, 2002: 80ff).

lokal entfernten, städtischen Bevölkerung von denen der unmittelbar vor Ort lebenden Bevölkerung Erda und Eibelshausens unterscheiden.

Die Befragung erfolgte in Form von persönlichen interaktiven Computer-Interviews auf Basis der Software „Choice-Based Conjoint Analyse“ (SAWTOOTH-SOFTWARE, 1999). Ein Interview beginnt mit einem allgemein einleitenden Teil, an den sich die Informationsvermittlung zu den inhaltlichen Zusammenhängen und Eigenschaftsausprägungen anschließt. Schließlich werden die Befragten aufgefordert, zwischen verschiedenen, von der Software zusammengestellten Landschaftsoptionen auszuwählen (Choice Tasks). Dabei stehen jeweils vier verschiedene Landschaftsoptionen zur Auswahl, zusammengestellt aus unterschiedlichen Qualitätszuständen der Landschaftsfunktionen, wie in Abbildung 1 exemplarisch dargestellt ist.

Abbildung 1. Beispiel für einen Choice Task

Bitte entscheiden Sie sich zwischen folgenden Möglichkeiten:

 <p>25 bis 50 mg Nitrat/l 370 Arten 60% Selbstversorgungsgrad 125 Euro/Jahr</p>	 <p>weniger als 10 mg Nitrat/l 690 Arten 80% Selbstversorgungsgrad 50 Euro/Jahr</p>
 <p>10 bis 25 mg Nitrat/l 530 Arten 120% Selbstversorgungsgrad 75 Euro/Jahr</p>	<p>Nur Wald 10 mg Nitrat/l 210 Arten 60% Selbstversorgungsgrad 0 Euro/Jahr</p>

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Die vierte Alternative eines jeden Choice Tasks beinhaltet das so genannte Referenz-Szenario, das beschreibt, welche Situation sich nach einem völligen Rückzug der Landwirtschaft einstellen würde.⁷ Insgesamt umfasst ein Interview zwölf dieser Choice Tasks. Im letzten Teil wird ein kurzes Debriefing durchgeführt und es werden die soziodemographischen Angaben erfragt. Debriefing-Fragen ermitteln dabei, wie die Befragten mit dem Studiendesign zurechtgekommen sind und liefern damit wertvolle Informationen zur Qualität der Befragung. Die Stichprobenerhebung erfolgte zufällig anhand der Einwohnermeldestatistik (für Erda und Eibelshausen) bzw. aus dem Telefonbuch (für Gießen). Pressemitteilungen und ein persönliches Anschreiben haben die zu befragenden Personen der Region im Vorfeld über die anstehenden Interviews und den vorgesehenen Befragungszeitraum informiert und die Kontaktaufnahme per Telefon zur Terminvereinbarung angekündigt. Im Sommer

⁷ Für die Berechnung der Logit-Modelle ist stets eine Referenz-Alternative notwendig, auf deren Basis die Koeffizienten der übrigen Parameter berechnet werden. Das Referenz-Szenario ist in jedem Choice Task unten rechts angeführt und enthält die beste Trinkwasserqualität, die niedrigste Artenzahl, den geringsten Selbstversorgungsgrad und eine walddominierte Landschaft bei einem Preis von 0 Euro. Eine Darstellung des Landschaftsbildes war aus softwaretechnischen Gründen für diese bei allen Choice Task vorkommende Alternative nicht möglich (SAWTOOTH-SOFTWARE, 1999).

2002 wurden insgesamt 216 persönliche Interviews geführt, wobei 80 Interviews in Erda, 82 Interviews in Eibelshausen und 54 Interviews in Gießen stattgefunden haben. Die Interviews wurden im Rathaus bzw. Gemeindehaus der Gemeinden Erda und Eibelshausen bzw. in den Institutsräumen in Gießen durchgeführt und dauerten durchschnittlich etwa 40 Minuten.

5. Ergebnisse der Choice Experiments

Die Tabelle 4 zeigt auf der Basis von 2592 Choice Tasks die Ergebnisse für ein Nested Logit Modell. Die Koeffizienten sind auf Basis der Ausprägungen geschätzt. Wie bereits in Kapitel 3 beschrieben, geht das Nested Logit Modell von einem zweistufigen Entscheidungsprozess aus. In diesem Fall bedeutet das, dass die Befragten sich erst zwischen dem Referenz-Szenario als ein Nest, und den übrigen drei angebotenen Alternativen als zweites Nest entscheiden. In einem zweiten Schritt erfolgt dann die Entscheidung zwischen den drei alternativen Landschaftsoptionen, wenn zuvor die Entscheidung gegen das Referenz-Szenario fiel. Das Nest mit dem Referenz-Szenario wird als ein degeneriertes Nest bezeichnet, da es lediglich eine Alternative enthält (TRAIN, 2002). Der so genannte IV (Inclusive Value)-Parameter zeigt für das Referenz-Szenario eine Signifikanz auf dem 1 % Niveau und bestätigt somit das Zugrundeliegen eines zweistufigen Entscheidungsverfahrens mit den beiden oben vorgestellten Nestern. Da die Werte im Bereich zwischen Null und Eins liegen, ist die Konsistenz mit der Zufallsnutzen-Maximierung ebenfalls gegeben. Eine Berechnung separater Nested Logit Modelle resultiert für das Gießener Modell in einem nicht signifikanten Preisparameter, daher wird hier lediglich ein Modell für die gesamte Stichprobe vorgestellt. Es bleibt jedoch zu untersuchen, inwieweit durch weitere Modellspezifikationen Unterschiede zwischen den einzelnen Befragungsgemeinden herausgestellt werden können. Denkbar wäre bspw. die Einbringung ortsspezifischer Variablen in das Modell. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass sich die Beobachtungszahl in Gießen nahe am methodischen Minimum der Logit-Analyse befindet.

Bei der Berechnung der einzelnen Logit-Koeffizienten wurde die Eigenschaftsausprägung einer jeden Landschaftsfunktion des Referenz-Szenarios als Referenzgröße herangezogen. Der Wert für diesen Koeffizienten wird dazu gleich Null gesetzt. Der Preis bleibt als kontinuierliche Variable erhalten. Allerdings wird eine quadratische Transformation der Preis-Variablen vorgenommen. Hierdurch konnte die Anpassungsgüte des Modells, gemessen als niedriger Log Likelihood-Wert, im Vergleich zu anderen Modellen verbessert werden. Durch die Transformation liegt zudem das Niveau der ermittelten impliziten Preise etwa in der Größenordnung der früheren Untersuchungen des SFBs. Variablen-Transformationen sind bei solchen Schätzungen durchaus üblich und auch ökonomisch begründbar, weil Preis- und Nachfragebeziehungen in der Regel nicht-linear sind. Ein Beispiel für eine Variablen-Transformation kann auch BROWNSTONE und TRAIN (1999) entnommen werden.

Die Modellgüte für indirekte Nutzenfunktionen wird mit dem so genannten Pseudo-R² beschrieben, das inhaltlich

Tabelle 4. Ergebnisse des Nested Logit Modells

	Parameter	t-Wert
Preis	-0,03148	-7,127
Trinkwasserqualität		
mehr als 75mg Nitrat/l	-1,96306	-13,244
50 bis 75mg Nitrat/l	-1,34729	-10,912
25 bis 50mg Nitrat/l	nicht in das Modell aufgenommen	
10 bis 25mg Nitrat/l	0,39901	5,046
weniger als 10 mg Nitrat/l	0	
Artenvielfalt		
850 Arten	1,25453	11,050
690 Arten	1,57120	13,539
530 Arten	1,45305	13,795
370 Arten	0,83009	7,647
210 Arten	0	
Nahrungsmittelproduktion in der Region		
60% Selbstversorgungsgrad	0	
80% Selbstversorgungsgrad	0,34303	3,531
100% Selbstversorgungsgrad	0,37167	3,754
120% Selbstversorgungsgrad	0,23691	2,464
140% Selbstversorgungsgrad	nicht in das Modell aufgenommen	
Landschaftsbild		
Nur Wald	0	
0,75ha (75% Wald)	1,47081	11,240
1,0ha (55% Wald)	1,71739	12,989
1,5ha (35% Wald)	1,70194	13,273
2,0ha (5% Wald)	1,34827	10,052
IV Parameter		
Alternative Optionen	1,00000	Fixed
Referenz-Szenario	0,76062	18,389
Log likelihood	-2496,577	
Pseudo-R ²	0,45114	
Pseudo-R ² adj.	0,45001	

Quelle: Eigene Berechnungen

dem R² aus Kleinste-Quadrate-Schätzungen entspricht. Das in der Tabelle 4 ebenfalls angeführte korrigierte Pseudo-R² berücksichtigt darüber hinaus die Anzahl der geschätzten Koeffizienten (URBAN, 1993: 62). Beide Werte weisen mit etwa 0,45 einen guten Wert auf. Es ist zu beachten, dass bereits bei einem Pseudo-R², das zwischen 0,2 und 0,4 liegt, von einer guten Anpassung gesprochen wird (BENNETT, 1999: 17). Wie der Tabelle 4 zu entnehmen ist, sind alle Koeffizienten bis auf den 120 % Selbstversorgungsgrad auf dem 1%-Niveau signifikant, der lediglich auf dem 5%-Niveau signifikant ist. Im Modell sind jedoch bei der Trinkwasserqualität das Level von 25-50 mg Nitrat/l und bei der Nahrungsmittelproduktion in der Region der 140 %ige Selbstversorgungsgrad nicht berücksichtigt. Beide Level waren in einem separaten Modell nicht signifikant. Zudem weist das hier vorgestellte Modell eine bessere Anpassungsgüte auf.

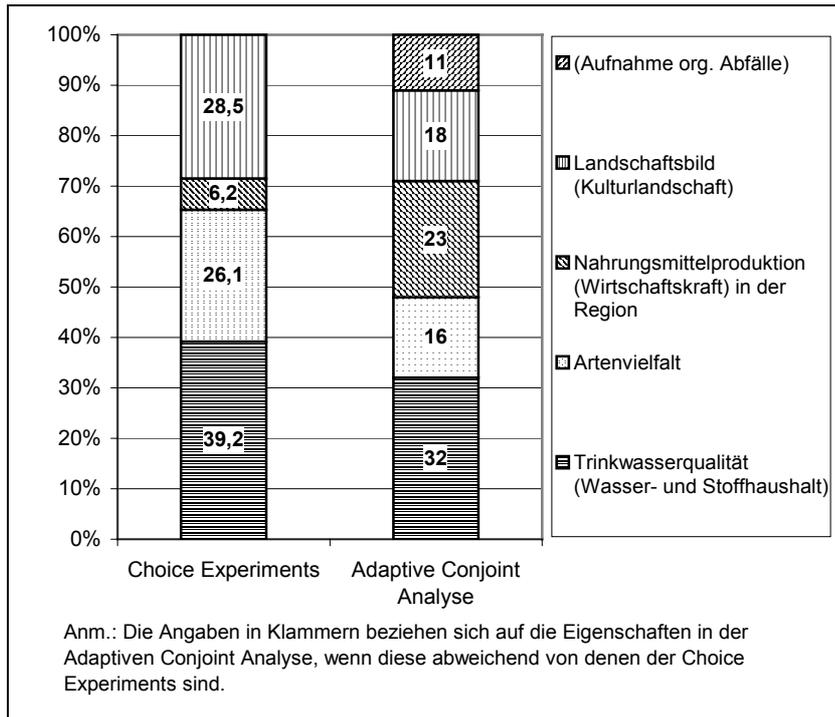
Alle Parameter lassen die erwarteten Vorzeichen erkennen. Ausgehend von dem Referenz-Szenario mit 210 Arten, verbessert eine Erhöhung der Artenzahlen das Nutzenniveau, dementsprechend sind für die übrigen Level alle Vorzeichen positiv. Gleiches gilt für die Nahrungsmittelproduktion in der Region, bei der das Nutzenniveau mit einem

steigenden Selbstversorgungsgrad ebenfalls zunimmt. Für die Eigenschaft Landschaftsbild lässt sich erkennen, dass eine reine Waldlandschaft im Vergleich zu den übrigen Landschaftsbildern eindeutig abgelehnt wird, da hier alle Koeffizienten ein positives Vorzeichen aufweisen. Für die Trinkwasserqualität ist erwartungsgemäß ein abnehmendes Nutzenniveau bei abnehmender Trinkwasserqualität zu konstatieren. Allerdings wird der derzeitige Status Quo von 10 bis 25 mg Nitrat/l gegenüber einem natürlichen Gehalt von weniger als 10 mg Nitrat/l präferiert, was sich in dem positiven Koeffizienten widerspiegelt. Bei eingehender Betrachtung der Größenordnung der geschätzten Parameter lässt sich feststellen, dass auch für die Artenvielfalt nicht der beste Qualitätszustand mit 850 Arten die höchste Präferenz hat, sondern das Level mit 690 Arten den größten positiven Wert aufweist. Eine Erklärung dieses Befundes als so genannten „Status Quo-Effekt“ liefern ADAMOVIČZ et al. (1998), nach dem Befragte der Bewahrung des guten Status Quos oberste Priorität einräumen. Bei der Nahrungsmittelproduktion zeigt sich, dass die Befragten die höchste Präferenz für den 100 %igen Selbstversorgungsgrad äußern. Anders liegt das Bild für das Landschaftsbild, bei dem die Werte insgesamt eng zusammenliegen. Eine eindeutige Präferenz für ein Landschaftsbild scheint es demnach nicht zu geben. Es lässt sich jedoch tendenziell der Wunsch nach einem ausgewogenen Landschaftsbild ableiten, in dem keine Landnutzungsform dominiert. Dementsprechend weisen die Koeffizienten für ein Landschaftsbild mit 35 % bzw. 55 % Waldanteil die beiden höchsten Werte auf. Eine walddominierte Landschaft wird jedoch eindeutig abgelehnt.

Relative Wichtigkeiten der Landschaftsfunktionen

Abbildung 2 gibt einen vergleichenden Überblick über die relativen Wichtigkeiten der einzelnen Eigenschaften in den Choice Experiments und der früheren Adaptiven Conjoint Analyse (MÜLLER, 2002).

Die Berechnung erfolgt über die Differenz der Koeffizienten innerhalb einer Landschaftsfunktion. Da der Preis in den Choice Experiments in linearer Form vorliegt, bleibt dieser bei der Betrachtung unberücksichtigt. Wie sich erkennen lässt, weist die Trinkwasserqualität bei den Choice Experiments mit etwa 39 % die größte Bedeutung bei der Entscheidung für eine Alternative auf. Damit können die Ergebnisse der Adaptiven Conjoint Analyse mit einer relativen Wichtigkeit von etwa 32 % für den Wasser- und Stoffhaushalt aus der ersten Projektphase (vgl. MÜLLER, 2002; MÜLLER und SCHMITZ, 1999) bestätigt werden. An zweiter Stelle folgt bei den Choice Experiments das Landschaftsbild mit etwa 28,5 % und knapp dahinter die Artenvielfalt mit etwa 26 %. Damit liegt die Bedeutung des Landschaftsbilds und der Artenvielfalt in den Choice Experiments über der relativen Wichtigkeit von durchschnittlich 18 % bzw. 16 % in der Adaptiven Conjoint Analyse. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass in den Choice Experiments im Vergleich zur Adaptiven Conjoint Analyse lediglich vier statt fünf Landschaftsfunktionen berücksichtigt wurden. Der Nahrungsmittelproduktion in der Region kommt mit etwa 6 % eher eine untergeordnete Rolle zu. Dabei muss bedacht werden, dass die Eigenschaft Wirtschaftskraft in der Region, die in der Adaptiven Conjoint

Abbildung 2. Vergleich der relativen Wichtigkeiten bei Choice Experiments und Adaptiver Conjoint Analyse

Quelle: Eigene Ergebnisse und MÜLLER, 2002

Analyse eine relative Wichtigkeit von 23 % aufweist, und die Eigenschaft Nahrungsmittelproduktion in der Region bei den Choice Experiments sowohl inhaltlich als auch in ihrer Aussagekraft nicht vergleichbar sind.

Implizite Preise für die Veränderung von Landschaftsfunktionen

Die Choice Experiments erlauben aber im Gegensatz zur Conjoint Analyse weiterhin die Ausweisung von monetären Nutzenwertänderungen innerhalb einer Landschaftsfunktion. Stehen zwei Alternativen von Landschaftsszenarien zur Auswahl, die sich lediglich in der Ausprägung einer Landschaftsfunktion unterscheiden, differieren die zugrundeliegenden Gesamtnutzen dieser beiden Szenarien nur in den variierenden Nutzenkomponenten dieser Landschaftsfunktion, die durch die geschätzten Parameter beschrieben werden. Dividiert man die Differenz der beiden Parameter durch den Preis-Parameter, der den Grenznutzen des Einkommens repräsentiert, erhält man entsprechend folgender Gleichung⁸ (ROLFE et al., 2000: 295) den impliziten Preis für die Veränderung dieser Landschaftsfunktion:

$$(9) \quad W = - \left(\frac{\beta_1 - \beta_0}{\text{Preis}} \right)$$

Dabei gibt β_0 den Zustand der zu betrachtenden Eigenschaft vor einer Änderung an und β_1 entsprechend nach der Änderung. Der Preis steht für die Höhe des berechneten Preiskoeffizienten. Tabelle 5 gibt einen Überblick über die sich ergebenden impliziten Preise, die sich für das vorgestellte

Nested Logit Modell berechnen lassen. Negative Vorzeichen geben die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für die Veränderung der Ausprägungen von Landschaftsfunktionen an und positive Vorzeichen entsprechend die jeweilige Entschädigungsforderung. Die aufgeführten Qualitätsniveaus geben in der ersten Zeile für jede Landschaftsfunktion die Ausgangssituation an, in der ersten Spalte ist das zu erreichende Niveau angeführt. Bspw. entspricht die Verbesserung der Trinkwasserqualität von 50 bis 75 mg Nitrat/l auf 10 bis 25 mg Nitrat/l einem impliziten Preis bzw. einer Zahlungsbereitschaft von 55,48 € je befragter Person. Für die Verschlechterung der Artenvielfalt von 690 auf 370 Arten müsste jeder Befragte mit 23,54 € entschädigt werden.

Insgesamt lassen sich folgende wichtige Ergebnisse festhalten: Die Höhe der impliziten Preise spiegelt die relative Wichtigkeit der einzelnen Landschaftsfunktionen für die Bevölkerung wider. Daher resultieren insbesondere Veränderungen bei den Landschaftsfunktionen Trinkwasserqualität, Landschaftsbild

und Artenvielfalt in relativ hohen impliziten Preisen. Die Nahrungsmittelproduktion weist hingegen nur geringe implizite Preise auf und spielt somit aus Sicht der Bevölkerung eine untergeordnete Rolle für die Bewertung von Landnutzungsszenarien. Auch führen unterschiedliche Schlaggrößen nur zu niedrigen impliziten Preisen, eine walddominierte Landschaft wird allerdings in Einklang mit Ergebnissen aus den Befragungen von MÜLLER (2002) und WRONKA (2001a; 2001b) eindeutig abgelehnt und führt zu hohen impliziten Preisen. Es bestätigen sich weiterhin die Ergebnisse von MÜLLER (2002) und ADAMOWICZ et al. (1998) zum „Status Quo-Effekt“, nach dem die Bevölkerung nicht immer die besten Qualitätszustände anstrebt. Entsprechend werden auch bei den Choice Experiments für das Erreichen des zweitbesten Qualitätszustands beim Trinkwasser höhere implizite Preise ausgewiesen als für den besten. Auch für die Artenvielfalt ergeben sich höhere implizite Preise für eine Erhöhung von 210 auf 690 Arten als auf 850 Arten.

Die berechneten Zahlungsbereitschaften bzw. Entschädigungsforderungen liegen etwas niedriger als die Ergebnisse einer kontingenten Bewertung (WRONKA, 2001a), die ebenfalls im Rahmen der Forschungsarbeiten im SFB stattgefunden hat. So wurde in der kontingenten Bewertung für die Vermeidung eines Rückgangs der Artenvielfalt von 690 (530) auf 210 Arten eine Zahlungsbereitschaft von 74 € (62 €) angegeben, während es in den Choice Experiments knapp 50 € (46 €) sind. Für die Trinkwasserqualität ist ein Vergleich der ermittelten Zahlungsbereitschaften nur mit Einschränkungen möglich, da das hier vorgestellte Modell nicht alle Level für die Trinkwasserqualität berücksichtigt. Während jedoch bei den Choice Experiments für eine Verbesserung der Trinkwasserqualität von über 75 mg Nitrat/l auf 10 bis 25 mg Nitrat/l eine Zahlungsbereitschaft von

⁸ Eine detailliertere Herleitung kann TRAIN, 2000: 59ff entnommen werden.

Tabelle 5. Implizite Preise für die Veränderungen der Ausprägungen von Landschaftsfunktionen (in €/Haushalt und Jahr)

Ausgangssituation der Trinkwasserqualität (mg Nitrat/ l)					
	<10 mg	10<x<25 mg	25<x<50 mg	50<x<75 mg	>75 mg
<10 mg	0,00	12,68	-	-42,80	-62,37
10<x<25 mg	-12,68	0,00	-	-55,48	-75,04
25<x<50 mg	-	-	0,00	-	-
50<x<75 mg	42,80	55,48	-	0,00	-19,57
>75 mg	62,37	75,04	-	19,57	0,00
Ausgangssituation der Artenvielfalt (absolute Anzahl der Arten)					
	850	690	530	370	210
850	0,00	10,06	6,31	-13,48	-39,86
690	-10,06	0,00	-3,75	-23,54	-49,92
530	6,31	3,75	0,00	-19,79	-46,16
370	13,48	23,54	19,79	0,00	-26,37
210	39,86	49,92	46,16	26,37	0,00
Ausgangssituation der Nahrungsmittelproduktion (% Selbstversorgungsgrad)					
	140%	120%	100%	80%	60%
140%	0,00	-	-	-	-
120%	-	0,00	4,28	-3,37	-7,53
100%	-	-4,28	0,00	0,91	-11,81
80%	-	-3,37	0,91	0,00	-10,90
60%	-	7,53	11,81	10,90	0,00
Ausgangssituation der Schlaggröße (in ha) bzw. Landschaftsbild					
	2	1,5	1	0,75	Wald
2	0,00	11,23	11,73	3,89	-42,83
1,5	-11,23	0,00	0,49	-7,34	-54,07
1	-11,73	0,49	0,00	-7,83	-54,56
0,75	-3,89	7,34	7,83	0,00	-46,73
Wald	42,83	54,07	54,56	46,73	0,00

Quelle: Eigene Berechnungen

durchschnittlich 75 € besteht, offenbarte die kontingente Bewertung bereits für die Verbesserung auf 25 bis 50 mg Nitrat/l eine Zahlungsbereitschaft von etwa 72 €. Abschließend lässt sich festhalten, dass die Ergebnisse beider Studien in der gleichen Größenordnung liegen. Erklärungsansätze für die festgestellten Unterschiede sind Präferenzänderungen der Bevölkerung, unterschiedliche Stichproben oder auch methodische Aspekte (vgl. Kapitel 3).

6. Integrierte ökonomisch und ökologische Bewertung

Die impliziten Preise aus Tabelle 5 liefern das zentrale Bewertungsgerüst für Veränderungen der Landschaftsfunktionen aufgrund von Landnutzungsänderungen. Die enge Anlehnung an die drei Modellierungsprojekte ProLand, ANIMO und SWAT einerseits und die Abbildung des gesamten Zielraumes

innerhalb der Landschaftsfunktionen andererseits ermöglichen in einem weiteren Schritt nun erstmalig die Bewertung von sämtlichen Veränderungen solcher Landschaftsfunktionen aus Sicht der Nachfrage. Die Tabelle 6 zeigt die Verknüpfung der Landschaftsfunktionen und deren Level der Choice Experiments mit den Simulationsergebnissen der Modelle ProLand und ANIMO. Die Trinkwasserqualität konnte zum Zeitpunkt dieser Veröffentlichung noch nicht simuliert werden. Die Zuweisung der Qualitätsniveaus ist daher nur gegriffen und in Tabelle 6 kursiv dargestellt. Die Bewertung von Landschaftsfunktionen bleibt damit nicht mehr angebotsseitig auf die Ausweisung der Opportunitätskosten der Landwirtschaft beschränkt, sondern kann zudem durch die nachfrageseitigen Nutzenänderungen abgebildet werden. Dies kann im Rahmen der impliziten Preise aufgrund eines monetären Numeraires, wie in der Tabelle 5 dargestellt, oder durch die Trade-off-Darstellung zwischen einzelnen Landschaftsfunktionen erfolgen (vgl. MÖLLER et al., 2002). Im folgenden werden die impliziten Preise für die jeweiligen Ausprägungen der einzelnen Landschaftsfunktionen für die nachfrageseitige Bewertung zweier Szenarien,

die in ProLand zusammen mit SWAT und ANIMO berechnet wurden, herangezogen.

Dabei werden zwei mögliche Szenarien des Modellverbands nachfrageseitig bewertet: Tabelle 7 zeigt in der ersten Spalte den heutigen Status Quo, wie er von ProLand, SWAT und ANIMO für eine derzeitige durchschnittliche Schlaggröße von 0,75 ha berechnet wurde bzw. laut Messungen für die derzeitige Trinkwasserqualität besteht. Das Szenario 1 unterstellt ausgehend von diesem Status Quo den völligen Rückzug der Landwirtschaft mit einher-

Tabelle 6. Verknüpfung der Simulationsergebnisse des Modellverbands mit dem Befragungsdesign der Choice Experiments

	ProLand	Pro Land	Befragung	Artenvielfalt		Trinkwasserqualität
				γ -Diversität (Indikator)	γ -Diversität	Nitratgehalt
				ANIMO	Befragung	Befragung
Nur Wald			60%		210	< 10mg
0,75ha (75% Wald)	2214	128	80%	42,0	370	10-25mg
1,00ha (55% Wald)	3009	223	100%	63,4	690	25-50mg
1,50ha (35% Wald)	3540	291	120%	84,5	850	50-75mg
2,00ha (5% Wald)	4470	409	140%	47,5	530	> 75mg

Quelle: Eigene Zusammenstellung

gehender Verwaltung der Untersuchungsregion (dies entspricht dem Referenz-Szenario). Das Szenario 2 geht von einer Vergrößerung der durchschnittlichen Schläge von 0,75 ha auf 2 ha aus. Das positive Vorzeichen der aufgeführten Beträge in Tabelle 7 zeigt das Vorliegen einer Entschädigungsforderung an, ein negatives Vorzeichen hingegen steht für eine Zahlungsbereitschaft des Haushalts. Wie der Tabelle 7 entnommen werden kann, erfährt ein Haushalt in Erda durch den Rückzug der Landwirtschaft aus der Region in Szenario 1 und den damit verbundenen Auswirkungen auf die Landschaftsfunktionen einen monetären Nutzenverlust von etwa 97 €/Jahr. Das zweite Szenario resultiert hingegen in einem Wertverlust von knapp 60 € pro Haushalt und Jahr, wenn eine Grenzwertüberschreitung bei Nitrat unterstellt wird. Läge die Überschreitung im Bereich von 50-75 mg Nitrat/l, ergäbe sich entsprechend der impliziten Preise aus Tabelle 5 eine Entschädigungsforderung in Höhe von etwa 40 €. ⁹ Wie den Modellierungsergebnissen aus Tabelle 6 zu entnehmen ist, würde das Szenario 1 für die Landwirtschaft in der Untersuchungsregion einen Wertschöpfungsverlust von 2,2 Mio. € bedeuten, gleichzeitig müssten allerdings die Zugewinne der Forstwirtschaft berücksichtigt werden.

Tabelle 7. Bewertung ausgewählter Landschaftsszenarien des Modellverbunds

Status Quo	Szenario 1: Verwaltung		Szenario 2: Vergrößerung	
Trinkwasserqualität (10<x<25 mg)	<10 mg	12,68 €	>75 mg	75,04 €
Artenvielfalt (370)	210	26,37 €	530	-19,79 €
Selbstversorgungsgrad (80 %)	60 %	10,90 €	140 %	*
Landschaftsbild (0,75 ha)	Wald	46,73 €	2 ha	3,89 €
Summe		96,68 €		59,14 €

* kein Wert aufgrund der nicht signifikanten Variable
Quelle: Eigene Zusammenstellung

Mit Hilfe von Tabelle 7 können die monetären Nutzenverluste der Bevölkerung berücksichtigt werden und hierdurch wird eine integrierte ökonomische und ökologische Bewertung von Landnutzungsänderungen möglich. Unter der Annahme einer durchschnittlichen Einwohnerdichte (240 Personen/km²) und einer durchschnittlichen Haushaltsgröße (2,68) leben ca. 5400 Haushalte in dem 60 km² großen Untersuchungsgebiet. Die Region würde daher zusätzlich zum Verlust an landwirtschaftlicher Wertschöpfung weitere 0,52 Mio. € durch den Nutzenrückgang der Bevölkerung erleiden. Insgesamt würde die Gesellschaft also durch den Rückzug der Landwirtschaft im Vergleich zum heutigen Status Quo mehr als 2,7 Mio. € verlieren. Für das zweite Szenario könnten laut den Modellierungsergebnissen Wertschöpfungsgewinne in Höhe von 2,2 Mio. € realisiert werden. Käme es allerdings zu der in der Tabelle 7 aufgeführten hohen Nitratbelastung des Trinkwassers, müsste der Nutzenverlust der Bevölkerung von 0,32 Mio. € (bzw. 0,22 Mio. € für 50-75 mg Nitrat/l) berücksichtigt werden, so dass nur ein Nettogewinn von knapp 1,9 Mio. € (2 Mio. €) verbliebe.

⁹ Hingegen würde die Beibehaltung der jetzigen Trinkwasserqualität in einer Zahlungsbereitschaft von knapp 16 € resultieren.

7. Zusammenfassung und Ausblick

Die erstmals in Deutschland als Umweltbewertungsmethode eingesetzten Choice Experiments bestätigen in dieser Anwendung ihr Potenzial für die nachfrageseitige Bewertung der Multifunktionalität der Landwirtschaft. Durch die Ausweisung von wohlfahrtstheoretisch exakten Wohlfahrtsmaßen in Form der impliziten Preise stellen sie zudem eine sinnvolle Erweiterung der klassischen Conjoint Analyse dar. Diese Methode ermöglicht im Verbund mit den betriebswirtschaftlichen und ökologischen Modellen eine vollständige Bewertung der Multifunktionalität der Landwirtschaft in dem Sinne, dass sowohl die Angebots- bzw. Kostenseite als auch die Nachfrage- bzw. Nutzenseite berücksichtigt wird. Durch die Ergebnisse der Choice Experiments in Rückgriff auf die Simulationsergebnisse der drei Modellierungsprojekte ProLand, SWAT und ANIMO konnte so erstmalig eine integrierte ökologische und ökonomische Bewertung von Landschaftsszenarien vorgenommen werden. Beispielhaft wurde für zwei Szenarien detailliert aufgezeigt, wie veränderte Qualitätszustände von Landschaftsfunktionen (Trinkwasserqualität, Artenvielfalt, Landschaftsbild und Nahrungsmittelproduktion) in Nutzen-

veränderungen auf Seiten der Bevölkerung resultieren. Neben der Ausweisung der angebotsseitigen Kosten und/oder Nutzen eines Landschaftsszenarios können diesen nun die nachfrageseitigen Kosten und/oder Nutzen gegenübergestellt werden.

In Übereinstimmung mit früheren Ergebnissen erwiesen

sich wieder die Trinkwasserqualität, das Landschaftsbild und die Artenvielfalt als wichtige Landschaftsfunktionen für die Bewertung von Landschaftsoptionen. Veränderungen bei diesen Landschaftsfunktionen weisen daher auch hohe implizite Preise auf und beeinflussen die Höhe der Nutzenveränderungen besonders stark. Die Größenordnung der impliziten Preise bewegt sich dabei im Rahmen der Ergebnisse von anderen Umweltbewertungsmethoden. Weiterhin bestätigt sich das Ergebnis, dass nicht unbedingt der höchste Qualitätszustand für die Landschaftsfunktionen angestrebt wird. Fortführende Arbeiten mit den Choice Experiments beziehen sich inhaltlich vor allem auf die Weiterentwicklung von geeigneten Indikatoren für die Landschaftsfunktionen, die für eine gemeinsame Bewertung von Landschaftskonzepten mit dem Modellverbund von ProLand, SWAT und ANIMO notwendig sind. Dies gilt vor allem für das Landschaftsbild, die Artenvielfalt, bei der hier auf absolute Artenzahlen zurückgegriffen wurde, aber auch für die Einbringung einer ökonomischen Größe, wie hier der Nahrungsmittelproduktion in Form des Selbstversorgungsgrads. Aus methodischer Sicht stellen sich bei der jungen Bewertungsmethode noch viele Fragen. Verschiedene Aspekte des Befragungsdesigns sind noch nicht ausreichend erforscht und weitere interne und externe Validitätstests sollten durchgeführt werden. Zudem sollte die Eignung der Choice Experiments für den Benefit Transfer untersucht werden, da dies ebenfalls eine SFB-relevante Thematik darstellt.

Literatur

- ADAMOWICZ, V., P.C. BOXALL und J. LOUVIERE (1998): Stated Preference Approaches for measuring Passive-use Values: Choice Experiments and Contingent Valuation. In: *American Journal of Agricultural Economics* 80: 64-75.
- ALVAREZ-FARIZO, B. und N. HANLEY (2002): Using conjoint analysis to quantify public preferences over the environmental impacts of wind farms. An example from Spain. In: *Energy Policy* 30 (2): 107-116.
- ARNOLD, J.G., R. SRINIVASAN, R.S. MUTTIAH und J.R. WILLIAMS (1998): Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. In: *Journal of American Water Resources Association* 34: 73-88.
- BEN-AKIVA, M. und S.R. LERMAN (1993): *Discrete choice analysis: Theory and application to travel demand*. MIT Press, Cambridge.
- BENNETT, J. (1999): *Some Fundamentals Of Environmental Choice Modelling*. University of New South Wales, Canberra.
- BLAMEY, R.K., J.W. BENNETT, J.J. LOUVIERE, M.D. MORRISON und J. ROLFE (2000): A test of policy labels in environmental choice modelling studies. In: *Ecological Economics* 32 (2): 269-286.
- BROWNSTONE, D. und K.E. TRAIN (1999): Forecasting new product penetration with flexible substitution patterns. In: *Journal of Econometrics* 89: 109-129.
- COOPER, A.B. und J.J. MILLSAUGH (1999): The application of discrete choice models to wildlife resource selection studies. In: *Ecology* 80 (2): 566-575.
- ECKHARDT, K., S. HAVERKAMP, N. FOHRER und H.-G. FREDE (2002): SWAT-G a version of SWAT99.2 Modified for Application to Low Mountain Range Catchments. In: *Physics and Chemistry of the Earth* 27: 641-644.
- ENNEKING, U. (2003): Die Analyse von Lebensmittelpräferenzen mit Hilfe von Discrete-Choice-Modellen am Beispiel ökologisch produzierter Wurstwaren. In: *Agrarwirtschaft* 52 (5): 254-267.
- FARBER, S. und B. GRINER (2000): Using conjoint analysis to value ecosystem change. In: *Environmental Science & Technology* 34 (8): 1407-1412.
- HAENER, M.K., P.C. BOXALL und W.L. ADAMOWICZ (2001): Modeling recreation site choice: Do hypothetical choices reflect actual behavior? In: *American Journal of Agricultural Economics* 83 (3): 629-642.
- HANLEY, N., S. MOURATO und R.E. WRIGHT (2001): Choice modelling approaches: A superior alternative for environmental valuation? In: *Journal of Economic Surveys* 15 (3): 435-462.
- HANLEY, N., R.E. WRIGHT und V. ADAMOWICZ (1998): Using choice experiments to value the environment - Design issues, current experience and future prospects. In: *Environmental & Resource Economics* 11 (3-4): 413-428.
- KUHLMANN, F., D. MÖLLER und B. WEINMANN (2002): Modellierung der Landnutzung - Regionshöfe oder Raster-Landschaft? In: *Berichte über Landwirtschaft* 80 (3): 351-392.
- LOUVIERE, J. (2001): Choice Experiments: an Overview of Concepts and Issues. In: Blamey, R. (Hrsg.): *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*. Edward Elgar, Cheltenham: 13-36.
- LOUVIERE, J.J., D.A. HENSHER und J.D. SWAIT (2000): *Stated Choice Methods - Analysis and Application*. Cambridge University Press.
- MALLAWARACHCHI, T., R.K. BLAMEY, M.D. MORRISON, A.K.L. JOHNSON und J.W. BENNETT (2001): Community values for environmental protection in a cane farming catchment in Northern Australia: A choice modelling study. In: *Journal of Environmental Management* 62 (3): 301-316.
- McFADDEN, D. (1981): Econometric models of probabilistic choice. In: Manski, C. and D. McFadden (eds.): *Structural analysis of discrete data with applications*. MIT Press, Cambridge: 198-272.
- MÖLLER, D., N. FOHRER und N. STEINER (2002): Quantifizierung der regionalen Multifunktionalität land- und forstwirtschaftlicher Nutzungssysteme. In: *Berichte über Landwirtschaft* 80: 393-418.
- MORRISON, M., J. BENNETT und R. BLAMEY (1999): Valuing improved wetland quality using choice modeling. In: *Water Resources Research* 35 (9): 2805-2814.
- MÜLLER, M. (2002). *Präferenzen und Zahlungsbereitschaften für ausgewählte Landschaftsfunktionen*. Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel KG.
- MÜLLER, M. und P.M. SCHMITZ (1999): Der Preis für Umwelt: Präferenzen und Zahlungsbereitschaften für ausgewählte Landschaftsfunktionen auf der Grundlage der Conjoint Analyse. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 40 (5/6): 213-219.
- PROVENCHER, B., K.A. BAERENKLAU und R.C. BISHOP (2002): A finite mixture logit model of recreational angling with serially correlated random utility. In: *American Journal of Agricultural Economics* 84 (4): 1066-1075.
- ROLFE, J., J. BENNETT und J. LOUVIERE (2000): Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation. In: *Ecological Economics* 35 (2): 289-302.
- SAWTOOTH-SOFTWARE (1999): *CBC User Manual*. Version 2.0. Sequim, Wa.
- STEINER, N.C. und W. KÖHLER (2003): Effects of landscape patterns on species richness - A modelling approach. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- THURSTONE, L.L. (1927): A law of comparative judgment. In: *Psychological Review* 34: 273-286.
- TRAIN, K.E. (2002): *Discrete Choice Models with Simulation*. Cambridge University Press.
- URBAN, D. (1993): *Logit-Analyse - Statistische Verfahren zur Analyse von Modellen mit qualitativen response Variablen*. Stuttgart.
- WALDTHARDT, R., K. FUHR-BOBENDORF, A. OTTE, J. SCHMIDT und D. SIMMERING (2000): Floristisch-vegetationskundliche Diversitäten einer peripheren Kulturlandschaft in Abhängigkeit von der Landnutzung, Raum und Zeit. In: *Agrarspectrum* 31: 121-147.
- WRONKA, T.C. (2001a): Biodiversity and drinking water quality: an analysis of values and determinants of willingness to pay. In: G. H. a. P. P. Peters (eds.): *Tomorrow's Agriculture: Incentives, Institutions, Infrastructure and Innovations, Proceedings of the 24th International Conference of Agricultural Economists*. Ashgate: 784-785.
- WRONKA, T.C. (2001b): Protestantworten - theoretischer Hintergrund, empirischer Befund und Lösungsstrategien. In: El-sasser, P. und J. Meyerhoff (Hrsg.): *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*. Metropolis Verlag, Marburg.

Kontaktautor:

PROF. DR. P. MICHAEL SCHMITZ

Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Agrarpolitik und Marktforschung

Diezstr. 15, 35390 Gießen

Tel.: 06 41 - 99 37 061, Fax: 06 41-99 37 069

e-mail: Michael.Schmitz@agr.uni-giessen.de