AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
http://ageconsearch.umn.edu
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.

Wronka, T. C.; Thiele, H.: Transfer von Umweltgüterbewertungen: Möglichkeiten, Grenzen und empirsiche Evidenz. In: Brockmeier, M.; Isermeyer, F.; von Cramon-Taubadel, S.: Liberalisierung des Weltagrarhandels – Strategien und Konsequenzen. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., Band 37, Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag (2001), S.287-293.

Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e. V., Bd. 37, 2001, S. 287-293

TRANSFER VON UMWELTGÜTERBEWERTUNGEN: MÖGLICHKEITEN, GRENZEN UND EMPIRISCHE EVIDENZ

von

T. C. WRONKA* und H. THIELE**

1 Einleitung

Staatliche Behörden und private Organisationen haben einen deutlich zunehmenden Bedarf an der Bestimmung des ökonomischen Wertes natürlicher Umweltressourcen für Kosten-Nutzen-Analysen, für Bewertungen von Naturzerstörungen oder zur Unterstützung von Entscheidungen in der Umweltpolitik und im allgemeinen Unternehmensmanagement. In den meisten Fällen ist es aus Kosten- und Zeitgründen nicht möglich, eigene Primärdaten als Basis für die Schätzung ökonomischer Werte zu erheben. In diesen Fällen behelfen sich Behörden oder Organisationen bisher insbesondere in den USA und in Großbritannien vielfach verschiedener Methoden der Übertragung von Werten, dem sogenannten Benefit Transfer (BT), um die benötigten ökonomischen Werte zu ermitteln. Diese dienen beispielsweise als Grundlage für gerichtliche Entscheidungen bei Umweltbewertungen (BERGSTROM 1996, MORAN 1999).

Allgemein kann Benefit Transfer definiert werden als „eine Methodik, die monetäre Werte für Umweltgüter dadurch ermittelt, dass sie frühere Studien analysiert und deren ermittelte Werte mit mehr oder weniger aufwendigen Korrekturverfahren auf die aktuelle Bewertungssituation überträgt" (vgl. u. a. BOYLE und BERGSTROM 1992, BROOKSHIRE und NEILL 1992, NOAA 1996). Damit stellt der Benefit Transfer ein klassisches Beispiel für die Anwendung von Sekundärdaten auf eine neue Fragestellung dar. Für die Terminologie des Benefit Transfers sind die folgenden Begriffe wichtig: Unter Studienort versteht man den Ort, für den die Werte ursprünglich erhoben wurden, während es sich bei dem Politikort um den Anwendungsort der zu übertragenen Werte handelt. Zwei unterschiedliche Verfahren des Benefit Transfers unterscheidet man: Werden die Werte unkorrigiert auf den Politikort übertragen, so spricht man von einem direkten Benefit Transfer (DBT). Im Gegensatz dazu versteht man unter dem Benefit Funktionen Transfer (BFT), dass die gesamte Nachfragefunktion bzw. Wertefunktion auf den Politikort übertragen und mit Daten des Politikortes gelöst wird (vgl. BERGSTROM 1996, KIRCHHOFF et al. 1997).

Viele Studien haben mittlerweile den BT angewendet, um Umweltgüterwerte festzulegen. Einen vorläufigen Höhepunkt erreichten diese Bemühungen mit der Extrapolation des Wertes der Weltökosysteme von der Arbeitsgruppe von CONSTANZA et al. (1997), die in wissenschaftlichen Kreisen heftig diskutiert wurden und die Thematik des Benefit Transfers ganz oben auf die Forschungsagenda der Umweltökonomie setzte. Seit Anfang der 90er Jahre wird bei der Anwendung des BT der Frage nachgegangen, ob Umweltbewertungen grundsätzlich transferierbar sind und wie hoch der Fehler bei Verwendung transfe-

* Dipl.-Ing. agr. Tobias C. Wronka, wiss. Mitarbeiter am Institut für Agrarpolitik und Marktforschung, Professur für Agrar- und Entwicklungspolitik, Justus-Liebig-Universität Gießen, Diezstrasse 15, 35390 Gießen, Tel.: 0641/9937066, Fax: 0641/9937069, e-mail: Tobias.C.Wronka@agrar.uni-giessen.de.

** Dr. Holger D. Thiele, wiss. Mitarbeiter am Wissenschaftszentrum Weihenstephan (WZW), Dep. für Wirtschafts- u. Sozialwissenschaften, c/o Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaus, Technische Universität München, Alte Akademie 14, 85350 Freising-Weihenstephan, Tel.: 08161/-713410, Fax: 08161/714426, e-mail: hthiele@food-econ.uni-kiel.de.

rierter Umweltgüterwerte ist. In der umweltökonomischen Literatur zu diesem Kontext ist es die am stärksten kontrovers diskutierte Frage.

Die Forschungsbemühungen um die Validität des Benefit Transfers beruhen insbesondere auf einem grundlegenden Artikel von LOOMIS (1992) zur konvergierenden Validität, an dessen konzeptuelle Herangehensweise sich alle nachfolgenden Studien orientieren. Unter Zuhilfenahme von mindestens zwei Originalstudien werden Nutzentransfers simuliert und die transferierten und tatsächlichen Werte unter Anwendung statistischer Analyseverfahren auf signifikante Unterschiede überprüft. Je nach angewandter Methode des Benefit Transfers werden Mittelwert-, Verteilungs- oder Parameterunterschiede analysiert. Der empirische Befund zur Validität ist nicht eindeutig. Selbst innerhalb einzelner Studien ist der Befund widersprüchlich, das bedeutet, in einigen Anwendungsfällen wird die Validität des Benefit Transfers bestätigt und in anderen nicht. Studien von BARTON (1999), LOOMIS et al. (1995) und LOOMIS (1992), aber insbesondere auch die speziell für den Benefit Transfer angelegte Studie von BERGLAND et al. (1995) verdeutlichen, dass die Validität dieser Methodik keinesfalls gesichert ist. Andererseits veranschaulichen die positiven Befunde von HANLEY et al. (2000), MORRISON und BENNETT (2000), SCARPA et al. (2000) und BHAT et al. (1997) das Potenzial der Methodik für eine kosten- und zeiteffiziente Umweltbewertung. Ein weiterer ermutigender Befund aus den bisherigen Studien ist es, dass der festgestellte Transferfehler in der Regel deutlich unter 50 % liegt. Zudem wird durch eine Reihe von Studien die Hypothese untermauert, dass der Benefit Funktionen Transfer dem direkten Benefit Transfer überlegen ist (BROUWER und SPANINKS 1999, LOOMIS 1992, BERGLAND et al. 1995, KIRCHHOFF et al. 1997) und es somit auch auf die verwendete Methodik ankommt, ob ein BT sinnvolle Ergebnisse ermöglicht.

Wichtige Anforderungen für einen erfolgversprechenden BT haben bereits DESVOUSGES et al. (1992), später auch BROUWER (2000), in einer Aufzählung definiert, welche sich im Wesentlichen auf qualitative Aspekte der Ausgangsstudie und die Ähnlichkeit der Bewertungssituation konzentriert. Der vorliegende Beitrag knüpft an die Beiträge von BROUWER und SPANINKS (1999) und BERGLAND et al. (1995) an, indem die Möglichkeit des BT von einer Gemeinde auf eine andere am Beispiel zweier Gemeinden in Hessen analysiert wird und verdeutlicht wird, unter welchen Bedingungen ein BT erfolgversprechend sein kann. Es wird sowohl der direkte Benefit Transfer (DBT) als auch der Benefit Funktionen Transfer (BFT) untersucht. Die Arbeit gliedert sich in vier Kapitel. Nach einer Erläuterung der Daten und der Methodik in Kapitel 2 und der Darstellung der Ergebnisse in Kapitel 3 werden in Kapitel 4 die wichtigsten Ergebnisse der Analyse zusammengefasst.

2 Daten

Die vorliegende Anwendung eines Benefit Transfers basiert auf den Ergebnissen von zwei nahezu identischen kontingenten Bewertungsbefragungen zur Artenvielfalt in zwei hessischen Gemeinden aus dem Jahr 1999.

In dem Artenvielfaltsszenario wurden die weitreichenden Konsequenzen einer totalen Aufgabe der Landbewirtschaftung in der Region auf die landschaftstypische Artenvielfalt beschrieben. Anschließend wurden die Befragten nach ihrer Zahlungsbereitschaft für ein lokales Artenschutzprogramm befragt, welches langfristigen Schutz gewährleisten würde. Als Zahlungsmodus waren jährliche Einzahlungen in einen Artenschutzfonds vorgesehen. Dazu wurden nahezu 190 persönliche Befragungen in jeder Gemeinde durchgeführt. Einen Schwerpunkt der Arbeit stellte die Ausgestaltung eines möglichst plausiblen, verständlichen und realitätsnahen hypothetischen Marktes dar. Dies erfolgte im interdisziplinärem Prozess mit den naturwissenschaftlichen Fachkollegen und beinhaltete eine intensive In-

formationsvermittlung mittels Bilder und Grafiken[1]. Das Befragungsdesign entsprach den neusten Erkenntnissen auf dem Gebiet der kontingenten Bewertung, so z. B. Debriefing-Fragen, Umweltbewusstseinsmessung und ein polytomes, mehrfach begrenztes Ermittlungsverfahren, und erfüllte im Wesentlichen die NOAA-Panel-Empfehlungen (vgl. ARROW et al. 1993), z. B. persönliche Interviews, Referendum-Methode, Zahlungsbereitschaftsansatz, expliziter Hinweis auf Budgetrestriktion u. v. m.. Die Bewertungssituation wurde von den Befragten außerordentlich gut akzeptiert, was sich beispielsweise in einem sehr hohen Erklärungsgehalt der geschätzten Modelle für die Zahlungsbereitschaft und einer sehr niedrigen Protestantwortquote ausdrückte (WRONKA 2001, MÜLLER et al. 2001). Vergleicht man die von DESVOUSGES et al. (1992) oder BROUWER (2000) definierten Anforderungen für einen BT, so kann bei der vorliegenden Studie von einer Anwendung unter nahezu optimalen Bedingungen gesprochen werden, sowohl hinsichtlich der inhaltlichen als auch der qualitativen Kriterien.

Insbesondere aufgrund einer Anzahl von Null-Werten der Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt wird hier in Anlehnung an HALSTEAD et al. (1991) die Tobit-Analyse als theoretisch korrektes Modell zur Erklärung der Varianz in den angegebenen Zahlungsbereitschaftsbeträgen verwendet. Da davon auszugehen ist, dass die Erklärungsvariablen zur grundsätzlichen Ablehnung oder Zustimmung zu privaten Zahlungen für Umweltgüter eine andere Dimension haben als die Erklärungsvariablen der grundsätzlich zustimmenden Befragten zur Höhe der Zahlungen für die Umwelt, haben wir statt einer Tobit-Analyse eine zweistufige Heckman-Schätzung verwendet. Das Ergebnis der ersten Stufe (Probit-Modell) ist das Mills Ratio, welches im Falle des Studienortes S signifikant ist. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die Berücksichtigung der Verzerrungen durch Nullbeobachtungen einen wichtigen Einfluss auf die Schätzgleichung hat.

Tabelle 1: Regressionsergebnisse der zweistufigen Heckman-Schätzung der Zahlungsbereitschaft für das Umweltgut „Artenvielfalt" in dem Studienort S und dem Politikort P

Exogene Variable	Endogene Variable: Willingness to pay von Haushalt i (WTP_i) Studienort S Parameter (t-Wert)	Politikort P Parameter (t-Wert)
Konstante	117,352 (1,49)	90,434 (1,18)
Einkommen	32,545 (5,47)	16,143 (2,80)
Umwelteinstellung	-72,413 (-2,83)	-88,530 (-4,12)
Haushaltstyp	60,828 (2,78)	11,641 (0,41)
Sozialer Status	27,639 (1,30)	36,992 (1,82)
Umweltinformationen	6,089 (0,58)	34,569 (2,74)
Bildungsstand	40,130 (0,98)	109,957 (2,30)
Radfahrer	47,745 (2,37)	24,304 (1,30)
Spenden	74,457 (2,41)	52,584 (1,77)
Artenvielfaltsfonds	22,092 (1,10)	34,111 (1,82)
Mills Ratio	-62,475 (-2,31)	-32,695 (-1,29)
Beobachtungen	198	186
R^2	0,41	0,35
F-Test	12,52	8,35

[1] Hier profitierte die vorliegende Studie in besonderen Maßen von dem interdisziplinären Sonderforschungsbereich 299 der JLU Gießen, der sich mit der Entwicklung von nachhaltigen Landnutzungssystemen beschäftigt und der durch die Fachkenntnis und Kooperationsbereitschaft der Kollegen die wissenschaftliche Fundierung der Szenarien gewährleistete.

Die dargestellten Ergebnisse der zweistufigen Heckman-Schätzungen sind statistisch signifikant. Wie erwartet, haben insbesondere sozio-ökonomische Variablen wie Haushaltseinkommen und Haushaltstyp einen signifikanten Einfluss zur Erklärung der Unterschiede der offenbarten Zahlungsbereitschaften für Artenvielfalt.

Der geschätzte Einkommenskoeffizient ist hoch signifikant in beiden Regionen, jedoch in der Region S nahezu doppelt so hoch wie in Region P. Wenn allerdings die unterschiedlichen Niveaus für Einkommen und Zahlungsbereitschaft berücksichtigt werden, revidieren sich diese Verhältnisse. So liegt die Elastizität der Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt ($b^*\bar{x}/\bar{y}$) in Region S um ca. 54 % höher als in Region P, d. h., bei Erhöhung des durchschnittlichen Einkommens um 10 % erhöht sich die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt in Region S um 7,7 % und in Region P um 5,0 %.

3 Methode und Ergebnisse

Die Ergebnisse der Evaluierung des BT von der Region S (Studienort) auf die Region P (Politikort) sind in den folgenden Tabellen 2 und 3 dargestellt. Der direkte Benefit Transfer von S auf P führte laut Analyse zu einem absoluten Fehler von rd. 19 %, d. h. der gemessene Mittelwert der Zahlungsbereitschaft in der Region P (121,33 DM je Haushalt und Jahr) wurde bei dieser einfachen Art des BT um 19 % überschritten (vgl. Tabelle 2). Der BT Fehler sinkt deutlich auf unterhalb von 8 %, wenn ein Benefit Funktionen Transfer erfolgt und Schätzwerte der Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt in Region P auf Basis der Wertefunktion der Region S und der beobachteten Kontrollvariablen in Region P abgeleitet werden. In welchem Ausmaß sich der BT Fehler verringert, hängt von den jeweils zur Verfügung stehenden Kontrollvariablen in den Regionen ab. Entscheidend ist weniger die Anzahl der einbezogenen Kontrollvariablen, sondern, ob hochsignifikante Kontrollvariablen überhaupt in entsprechender Güte zur Verfügung stehen. So wurden in die Wertefunktion BFT I insgesamt 10 exogene Variable einbezogen, in die Funktion BFT II dagegen nur drei. Der BT Fehler verringerte sich, weil nur hochsignifikante Variable wie Einkommen, Umwelteinstellungen und Haushaltstyp einbezogen wurden.

Tabelle 2: Benefit Transfer Fehler beim Transfer von Umweltgüterwerten für Artenvielfalt vom Studienort S zum Politikort P

	Studienort		Politikort P	
	$W\hat{T}P_i^S$	BT Fehler	$W\hat{T}P_i^P$	BT Fehler
1. Direkter Benefit Transfer	144,32		144,32	+ 18,95 %
2. Benefit Funktionen Transfer (BFT)				
2.1 BFT I	148,22	+ 2,70 %	131,00	+ 7,97 %
2.2 BFT II	129,85	- 10,03 %	129,99	+ 7,14 %
(beobachtete *WTP*)	(144,32)		(121,33)	

Anmerkungen: $W\hat{T}P_i^S$ = Zahlungsbereitschaft von Individuum i in Region S nach Schätzgleichung der Region S; $W\hat{T}P_i^P$ = geschätzte Zahlungsbereitschaft von i in Region P auf Basis der Schätzgleichung der Region S. BFT I = Benefit Funktionen Transfer mit den Variablen Einkommen, Umwelteinstellung, Haushaltstyp, sozialer Status, Umweltinformationen, Bildungsstand, Radfahraktivität, Spendenbereitschaft, Zustimmung eines Artenvielfaltfonds, Mills Ratio. BFT II = Benefit Funktionen Transfer mit den Variablen Einkommen, sozialer Status und Umwelteinstellung.

Der BT kann auf verschiedene Arten getestet werden. Hier wird dem Vorschlag von BERGLAND et al. (1995) und BROUWER und SPANINKS (1999) gefolgt und verschiedene Hypothesen getestet. Danach kann der jeweilige BT durchgeführt werden, wenn die in Tabelle 3 angegebenen Nullhypothesen (H_0) nicht abgelehnt werden können.

Zuerst wurden die Ergebnisse des BT auf Basis des direkten Benefit Transfers getestet. Die Ergebnisse des t-Tests, U-Tests und KS-Tests in Tabelle 3 zeigen, dass die Nullhypothese nicht zurückgewiesen werden kann und daher statistisch von Gleichheit der Mittelwerte der Zahlungsbereitschaft in beiden Regionen ausgegangen werden kann. Weiterhin deutet laut KS-Test auch die Verteilung der Mittelwerte daraufhin, dass beide Mittelwerte der gleichen Grundgesamtheit entstammen. Da von statistisch gleichen Werten ausgegangen werden kann, ist in diesem Fall der BT auf Basis des direkten Benefit Transfers grundsätzlich möglich.

Im unteren Teil der Tabelle 3 sind die Testergebnisse für den BT auf Basis des Benefit Funktionen Transfers dargestellt. Ebenso wie die Testergebnisse beim direkten Benefit Transfer zeigen auch hier die durchgeführten Tests (Wald-Test), dass die Zurückweisung der Nullhypothese nicht erfolgen kann, es sich also im Falle des Studienortes S und des Politikortes P um gleiche Grundgesamtheiten handeln dürfte.

Tabelle 3: Testergebnisse des Benefit Transfer (direkter Benefit Transfer, Benefit Funktionen Transfer) vom Studienort S auf den Politikort P

Nullhypothese (H_0)	Test-verfahren	Test- Ergebnis	Zurückweisung der Nullhypothese
I. direkter Benefit Transfer			
H_0: $\overline{WTP_P} = \overline{WTP_S}$	t-,U-Test	1,47, -1,05	Nein, Nein
H_0: *Distribution* $\overline{WTP_P}$ = *Distribution* $\overline{WTP_S}$	KS-Test	0,733	Nein
II. Benefit Funktionen Transfer			
H_0: $\hat{b}_P = \hat{b}_S$	Wald-Test	15,01	Nein
H_0: $\hat{\sigma}^2{}_P = \hat{\sigma}^2{}_S$	Wald-Test	10,74	Nein
H_0: $\hat{b} = \hat{b}_P = \hat{b}_S$	Wald-Test	16,68	Nein
H_0: $\hat{\sigma}^2 = \hat{\sigma}^2{}_P = \hat{\sigma}^2{}_S$	Wald-Test	12,15	Nein

Anmerkungen: WTP = durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt am Studienort S oder Politikort P. $\hat{b}$ = Koeffizient der Schätzgleichung im Ort S oder Ort P oder im gepoolten Sample beider Orte. KS = Kolmogorov-Smirnov-Test als Test auf Gleichheit der Verteilung. Wald-Test = Test auf Gleichheit der Regressionskoeffizienten und der Varianz.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Kurzbeitrag wird die Prognosegüte des Benefit Transfers, d. h. der Übertragung von Umweltgüterwerten von einem Ort auf einen anderen Ort, am Beispiel zweier hessischer Gemeinden, analysiert. Der Analyse liegen die im Rahmen einer 1999 durchgeführten kontingenten Bewertungsmethode ermittelten Umweltgüterwerte für Artenvielfalt zugrunde. Trotz unterschiedlicher regionaler Rahmenbedingungen bestätigt die hier durchgeführte Analyse weitgehend die Ergebnisse anderen Studien in anderen Ländern (u. a. von BROUWER und SPANINKS 1999).

(1) Grundsätzlich ist die Übertragung der Umweltgüterwerte für Artenvielfalt von einer auf eine andere Gemeinde laut der durchgeführten statistischen Tests möglich. Dies gilt sowohl für den Transfer von Mittelwerten der Zahlungsbereitschaft für Artenviel-

falt (direkter Benefit Transfer) als auch für den Transfer von der in dem Studienort ermittelten Wertefunktionen für Artenvielfalt auf den Politikort P (Benefit Funktionen Transfer).

(2) Der absolute Fehler lag beim direkten Benefit Transfer bei 19 %. Der statistisch abgesicherte Transfer Benefit Funktionen führte zu einem absoluten Transferfehler von weniger als 8 %. Dies bestätigt die in der Literatur formulierte Hypothese, dass der Benefit Funktionen Transfer die bessere Methode des BT ist, weil zusätzliche Kontrollvariablen der Region wie die Charakteristika des Umweltgutes und der Bevölkerung sowie Unterschiede in den sonstigen Marktgegebenheiten berücksichtigt werden können.

(3) Da sozioökonomische Charakteristika unterschiedliche Vorstellungen, Normen, Werte und Einstellungen gegenüber Umweltproblemen nicht vollständig erklären können, wurden hier zusätzlich das Umweltbewusstsein als eine Einstellungsvariable in die Analyse aufgenommen. Das Umweltbewusstsein liefert eine sehr gute Erklärung dafür, warum Befragte mit gleichen sozio-ökonomischen Hintergrund trotzdem sehr unterschiedliche Zahlungsbereitschaftswerte für Artenvielfalt angeben. Wenn zukünftig zuverlässige BT durchgeführt werden sollen, ist es folglich insbesondere notwendig, Informationen über die unterschiedlichen Umwelteinstellungen in allen Regionen zu erheben.

Insgesamt lassen die Analyseergebnisse den Schluss zu, dass der Transfer von Umweltgüterbewertungen unter den hier beschriebenen optimalen Bedingungen sowohl statistisch zulässig ist, als auch nur zu geringen Transferfehlern führt. Damit ist aber erst ein Minimalkriterium für die Validität von Benefit Transfers erfüllt. Die Ergebnisse aus der Literatur unter weniger optimalen Bedingungen legen eine sehr vorsichtige Übertragung von Umweltwerten und Umweltwertefunktionen nahe. Dies ist bei zukünftigen Hochrechnungen von Umweltgüterbewertungen zwecks Honorierung ökologischer Leistungen zu berücksichtigen. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass Übertragungen von Durchschnittswerten einen deutlich höheren Fehler beinhalten als der Transfer von Benefit Funktionen. Die Vorteilhaftigkeit des Benefit Funktionen Transfers steht und fällt allerdings mit der Verfügbarkeit der relevanten Einflussvariablen: Nur falls ausreichende Informationen zur sozio-ökonomischen Bevölkerungsstruktur, zum Umweltgut und zur Umwelteinstellung zur Verfügung stehen, kann der Transferfehler gemindert werden.

Eine Erweiterung der hier präsentierten Analyseergebnisse scheint besonders in drei Bereichen wichtig zu sein. Erstens sollte durch den Einbezug weiterer Regionen die Robustheit der Ergebnisse überprüft werden. Dies wird im englischsprachigen Raum unter dem Begriff der „multisite studies" diskutiert. Hierdurch wäre es zweitens auch möglich, unterschiedliche Ausprägungen des Umweltgutes in der Bewertungsfunktion besser zu berücksichtigen und damit die Anwendungsmöglichkeiten des Benefit Transfer zu erhöhen. Erste Ergebnisse hierzu lassen auch eine Senkung des Transfer-Fehlers erwarten. Drittens können die präsentierten Ergebnisse als Basis für weitere Überprüfungen der Güte des Benefit Transfers dienen. So können die hier vorliegenden Funktionen als Datenbasis für zukünftige Paneldatenanalysen dienen, um insbesondere solche Umweltbewertungsaspekte herauszufiltern, die zeitlichen Schwankungen unterliegen und solchen, die im Zeitablauf fix sind.

Literatur

ARROW, K., SOLOW, R., PORTNEY, P.R., LEAMER, E.E., RADNER, R. and SCHUMAN, H. (1993): Report of the US National Oceanic and Atmospheric Administration Panel on Contingent Valuation. January 11, 1993, Resources for the Future, Washington, DC.

BARTON, D.N. (1999): The transferability of benefit transfer – an experiment in varying the context of willingness-to-pay for water quality improvements. Discussion Paper 10/1999.

BERGLAND, O., MAGNUSSEN, K. and NAVRUD, S. (1995): Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability. Discussion Paper #D-03/1995, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway.

BERGSTROM, J.C. (1996): Current Status of Benefit Transfer in the U.S.: A Review. Faculty Series of the Dept. of Agricultural and Applied Economics, University of Georgia, FS 96-9.

BHAT, G., BERGSTROM, J. C. and BOWKER, J.M. (1997): An Ecoregional Approach to Benefit Transfer. Faculty Series of the Dept. of Agricultural and Applied Economics, University of Georgia, FS 96-9.

BOYLE, K.J. and BERGSTROM, J.C. (1992): Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism. Water Resources Research, 28 (1992), 657-663.

BROOKSHIRE, D.S. and NEILL, H.R. (1992): Water Resources Research, 28 (1992): 651-655.

BROUWER, R. (2000): Environmental value transfer: state of the art and future prospects. Ecological Economics 32, 137-152.

BROUWER, R. and SPANINKS, F. A. (1999): The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. ERE, 14 (1), 95-119.

COSTANZA, R., DARGE, R., DEGROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. and VANDENBELT, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature **387**(6630), 253-260.

DESVOUSGES, W.H., NAUGHTON, M.C. and PARSONS, G. R. (1992): Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefits Using Existing Studies. Water Resources Research, 28 (1992), 675-683.

HALSTEAD, J.M., LINDSAY, B.E. and BROWN, C.M. (1991): Use of the Tobit Model in Contingent Valuation: Experimental Evidence from the Pemigewaset Wilderness Area. Journal of Environmental Management 33, 79-89.

HANLEY, N., MCVITTIE, A. and OGLETHORPE, D. (2000): The use of choice experiments in the valuation of environmental features and for benefit transfer, unpublished paper presented at the IAAE in Berlin.

KIRCHHOFF, S., COLBY, B.G. and LAFRANCE, J.T. (1997): Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry. Journal of Environmental Economics and Management, 33, 75-93.

LOOMIS, J.B. (1992): The Evolution of a More Rigorous Approach to Benefit Transfer: Benefit Function Transfer. Water Resources Research, 28 (1992), 701-705.

LOOMIS, J.B., ROACH, B., WARD, F. and READY, R. (1995): Water Resources Research, 31 (1995), 721-730.

MORAN, D. (1999): Benefits Transfer and Low Flow Alleviation: What Lessons for Environmental Valuation in the UK? Journal of Environmental Planning and Management, 42, 425-436.

MORRISON, M. und BENNETT, J. (2000): Choice Modelling, Non-Use Values and Benefit Transfer. Economic Analysis and Policy, 30, 13-32.

MÜLLER, M., SCHMITZ, P. M., Thiele, H. und WRONKA, T. (2001): Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung der Landnutzung in peripheren Regionen. Berichte über Landwirtschaft, S. 19-48.

NATIONAL OCEANOGRAPHIC AND ATHMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA) (1996): Natural Resource Damage Assessments: Final Rule. Federal Register, S. 440-510.

SCARPA, R., HUTCHINSON, G.W. and CHILTON, S.M. (2000). Reliability of Benefit Value Transfers from Contingent valuation Data with Forest-Specific Attributes. Working Paper.

WRONKA, T.C. (2001): Protestantworten - theoretischer Hintergrund, empirischer Befund und Lösungsstrategien in kontingenten Bewertungen. In: Elsasser, P. und J. Meyerhoff (Hrsg.), Ökonomische Bewertung von Umweltgütern, Metropolis-Verlag, Marburg (im Druck).