

## Beitragsserie: Integrative Umweltbewertung

Hrsg.: Winfried Schröder<sup>1</sup> und Achim Daschkeit<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institut für Umweltwissenschaften, Hochschule Vechta, Oldenburger Str. 97, D-49377 Vechta ([winfried.schroeder@ispa.uni-vechta.de](mailto:winfried.schroeder@ispa.uni-vechta.de))

<sup>2</sup> Geographisches Institut CAU Kiel, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel ([daschkeit@geographie.uni-kiel.de](mailto:daschkeit@geographie.uni-kiel.de))

# Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft

## Vorteile, Voraussetzungen und Grenzen des Instrumentes<sup>1</sup>

Bettina Matzdorf

**Korrespondenzadresse:** Bettina Matzdorf, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg ([matzdorf@zalf.de](mailto:matzdorf@zalf.de))

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2004.02.074>

### Zusammenfassung

**Ziel und Hintergrund.** Die Honorierung ökologischer Leistungen, als ökonomisches Instrument der Agrarumweltpolitik, wird oft als *die* Alternative zum ineffizienten oder auch nur 'ungeliebten' Ordnungsrecht bezeichnet. Im Beitrag wird dargestellt, dass dabei von idealtypischen Eigenschaften der ökonomischen Instrumente ausgegangen wird, denen lediglich eine ergebnisorientierte Honorierung gerecht werden kann, deren Anwendung jedoch an anspruchsvolle Voraussetzungen geknüpft ist.

**Schwerpunkte.** Ausgehend von einer Definition der ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen wird anhand von Effizienz-betrachtungen systematisch die ergebnisorientierten Honorierung der maßnahmenorientierten Honorierung gegenüber gestellt und damit das Potential der Instrumente umrissen. Im zweiten Teil werden anhand der definierten Voraussetzungen für eine ergebnisorientierte Honorierung die Grenzen des Instrumentes diskutiert.

**Ergebnisse.** Das entscheidende Kriterium, wodurch sich die ergebnisorientierte Honorierung und dem Ordnungsrecht unterscheiden lässt, ist die Anzahl der Handlungsalternativen, die dem Landwirt bei Inanspruchnahme der Honorierung offen stehen.

Auf der Grundlage dieses Kriteriums ergeben die ökonomischen Betrachtungen folgende Vorteile der ergebnisorientierten Honorierung gegenüber der maßnahmenorientierten: Förderung des Eigeninteresses, höheres Innovationspotential, Abbau von Informationsasymmetrien, Förderung von Kontinuität, Förderung kooperativen Handelns, Förderung intrinsischer Motivation und nicht zuletzt eine gesellschaftliche Risikoverteilung.

Eine wesentliche Voraussetzung, für die Anwendung der ergebnisorientierter Honorierung stellen jedoch Indikatoren dar, an die die Honorierung geknüpft werden kann. Bei der Entwicklung dieser Indikatoren stößt man auf drei wesentliche Problembereiche: Komplexität der Ursache-Wirkungsbeziehungen, Diversität der Umweltziele, Normativität des Prozesses der Ableitung der Indikatoren. Diese Problembereiche bestimmen zugleich die Grenzen des Instrumentes der ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen.

**Schlussfolgerungen.** Der ergebnisorientierten Honorierung kann nicht der generelle Vorzug vor anderen Instrumenten gegeben werden, dies ist abhängig von den konkreten Rahmenbedingungen und im Besonderen von der speziellen Umweltproblematik. Aus ökonomischer Sicht spricht jedoch alles für eine ergebnisorientierte Honorierung, wenn die Anforderungen für die Anwendung dieses Instrumentes erfüllt sind.

**Ausblick und Empfehlungen.** In anbetracht der überzeugenden Vorteile der ergebnisorientierten Honorierung aus ökonomischer Sicht, sollten künftig mehr Anstrengungen zur Erprobung ergebnisorientierter Honorierungsansätze unternommen werden. Zwei Beispiele dafür werden im Beitrag genannt.

**Schlagwörter:** Agrarumweltökonomische Instrumente; Agrarumweltindikatoren; ergebnisorientierte Honorierung; Honorierung ökologischer Leistungen; multifunktionale Landwirtschaft; ökologische Güter

### Abstract

#### Result-oriented Payment for Ecological Benefits of Agriculture – Advantages, Requirements And Limits

**Background and Objectives.** As an instrument of agro-environmental economic policy, remuneration to farmers for implementing ecologically sound practices are often identified as being *the* alternative to inefficient or unpopular legal instruments. This paper shows that such an approach assumes to be an idealized conception of the way in which economic instruments work. Only result-oriented payment is capable of matching such an idealized conception; hence, the conditions are accordingly ambitious.

**Key aspects.** Starting from a definition of result-oriented remuneration for ecological benefits, this approach is systematically contrasted by action-oriented payments. Either is examined in respect to its comparative efficiency enabling assessment of the potential of both instruments. In the second section, the limits of the approach using result-oriented payments are discussed in relation to the corresponding prerequisites set down for them.

**Results.** The key criterion for distinguishing between result-oriented payments on the one hand and action-oriented payments and legal instruments on the other is the number of options available to the farmer when he/she chooses to take advantage of the payments. On the basis of this criterion, the following advantages emerge from the economic (rewards-based) approach: it promotes self-interest, increases innovative potential, reduces informational asymmetries, promotes continuity, promotes co-operative practice, promotes intrinsic motivation and, finally, it achieves a distribution of risks between farmers and society. However, one essential requirement for applying such instruments are indicators attached to payment. The attempt to develop such indicators reveal three central problems: the complexity of cause-and-effect relations, the diversity of environmental objectives and the normativity of the process by which indicators are devised. These problems simultaneously define the limits of the instrument of result-oriented payments for ecological benefits.

**Conclusions.** No general statements can be made about whether result-oriented payments are preferable to other instruments, as this depends on the concrete circumstances and, in particular, on the specific environmental issues involved, along with the possibilities of developing environmental indicators. However, from the economic point of view, the benefits of result-oriented payments are obvious, as long as the prerequisites for the application of this instrument can be met.

**Further Research and Recommendations.** Given the persuasive benefits of result-oriented payment from an economic point of view, more efforts should in future be made to test the practicability of such instruments. Two examples of result-oriented payment are discussed in this paper.

**Keywords:** Agro-environmental economic instruments; agro-environmental indicators; ecological benefits; multifunctional agriculture; payment for ecological benefits; result-oriented payments

<sup>1</sup> Die Bearbeitung dieses Themas wurde mir im Rahmen des von der DFG geförderten Graduiertenkollegs 'Integrative Umweltbewertung' am Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel ermöglicht.

## 1 Vorteile der ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft

### 1.1 Charakterisierung ökonomischer Instrumente

Ökonomische Instrumente *sollen* im Gegensatz zum Ordnungsrecht flexibel sein. Dies bedeutet, dass das mit Hilfe der ökonomischen Instrumente zu lösende Lenkungsproblem knapper Umweltgüter eine dezentrale Konfliktbewältigung vorsieht, "d.h. Umstände des Einzelfalls (Präferenzen, Kosten) bei der Eingriffsvornahme berücksichtigt" (Gawel 1994: 10). Ökonomische Instrumente sollen darüber hinaus zur Mobilisierung des Eigeninteresses der Normadressaten bzgl. der mit dem Instrument verfolgten Ziele führen (= 'Ökonomisierung' vgl. Gawel 1999: 243). Für Ökonomische Instrumente ist charakteristisch, dass diese an den Adressaten keine Verhaltensanforderungen richten. Die Steuerung erfolgt durch eine Änderung der Restriktionen, unter denen der Adressat entscheidet. Diese Restriktionen werden durch finanzielle Anreizmechanismen verändert (Michaelis 1996). Kennzeichnend sind demnach Alternativen und die Entscheidung unter dem Aspekt der Kosten. Die Honorierung ökologischer Leistungen baut darauf auf, mit positiven Anreizen die Entscheidungen bzgl. der Handlungsalternativen zu beeinflussen. Demgegenüber soll mit ordnungsrechtlichen Instrumenten das Verhalten der Adressaten direkt beeinflusst werden, nicht ihre Entscheidung (vgl. Engel 2000). Im Ordnungsrecht erfolgt ein direkter "einseitiger Verhaltensbefehl der klassischen Eingriffsverwaltung" (Klopfer 1989: 98). Die Motive für die Verhaltensänderung können dabei sowohl extrinsisch als auch intrinsisch sein. Bei ersteren erfolgt die Verhaltensänderung durch Sanktionsandrohung bei letzteren freiwillig. Kennzeichnend für ökonomische Instrumente ist indirekte, für das Ordnungsrecht direkte Verhaltenssteuerung.

Dass Eigenschaften wie Flexibilität und Förderung des Eigeninteresses keineswegs all jenen Instrumenten eigen sind, die sich ökonomisch nennen, ist eine im politischen Alltag untergehende Tatsache. Anders sind z.B. pauschale Rufe nach Vertragsnaturschutz an Stelle von Naturschutzordnungsrecht nicht zu verstehen. Abgesehen von der Frage der zugeteilten Verfügungsrechte kommt es wesentlich darauf an, 'was' die Verträge 'wie' genau regeln bzw. 'was' unter den gegebenen Rahmenbedingungen 'wie' geregelt werden kann. Die aktuelle Ausgestaltung der Agrarumweltprogramme in der Europäischen Union ist in vielen Fällen weit davon entfernt, den oben beschriebenen Charakteristika von ökonomischen Instrumenten gerecht zu werden, da der größte Anteil der Mittel in zentral definierte Maßnahmen fließt, die nicht mit nachprüfbar Zielen verbunden sind (vgl. z.B. KOM 1998, Deblitz 1999).

Hinter dem Ruf Honorierungsinstrumente in der Agrarumweltpolitik an Stelle von Ordnungsrecht einzusetzen, versteckt sich in vielen Fällen weniger eine allokativen (Effizienzsteigerung) als vielmehr eine distributive Begründung.

### 1.2 Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen als idealtypisches ökonomisches Instrument

Es gibt prinzipiell zwei Möglichkeiten der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft, die oftmals kategorisch gegenübergestellt werden, sich jedoch eher graduell unterscheiden:

1. Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen,
2. Maßnahmenorientierte Honorierung ökologischer Leistungen.

Bei der ergebnisorientierten Honorierung wird die Zahlung direkt an das nachgefragte ökologische Gut geknüpft. Der Landwirt erhält z.B. eine Zahlung für eine 'artenreiche Feuchtwiese'. Bei der maßnahmenorientierten Honorierung wird die Zahlung an Maßnahmen geknüpft, die zur Produktion ökologischer Güter führen. Als Beispiel kann der Landwirt dafür bezahlt werden, dass er seine Wiese nicht düngt und nur einmal im Jahr, Ende Juni, mäht.

Aus ökonomischer Sicht ist entscheidend, dass der Landwirt bei der ergebnisorientierten Honorierung Handlungsalternativen hat<sup>2</sup>. Es ist ihm überlassen, wie er seine Wiese bewirtschaftet, entscheidend ist, dass die artenreiche Wiese produziert wird. Sein Augenmerk liegt damit auf dem Ergebnis, dem Produkt, seiner Arbeit.

Bei der maßnahmenorientierten Honorierung wird dem Landwirt dagegen vorgegeben, welche Maßnahmen er durchzuführen hat. Er hat keine Handlungsalternativen. Der Anreiz der Zahlung beeinflusst lediglich eine Alternativentscheidung. Die vorgegebene Maßnahme durchzuführen oder nicht<sup>3</sup>. Lediglich an dieser einen Stelle wirkt dezentral das ökonomische Prinzip, wird Entscheidung über ökonomische Anreize beeinflusst. Das Augenmerk des Landwirtes liegt nicht auf dem Ergebnis seiner Arbeit.

Die Unterscheidung der Honorierungsarten auf der Grundlage der Handlungsalternativen macht vor dem Hintergrund der Argumentation von potentiellen Effizienzgewinnen einer ergebnisorientierten Honorierung Sinn. Daher wird die ergebnisorientierte Honorierung von der maßnahmenorientierten Honorierung nicht anhand der technischen Anknüpfungstelle der Zahlung, sondern auf der Grundlage der dem Landwirt zur Wahl stehenden Handlungsalternativen differenziert (Abb. 1).

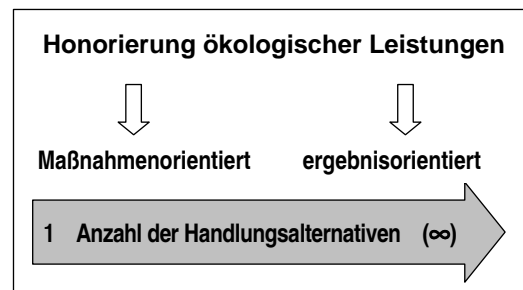


Abb. 1: Unterscheidung von ergebnis- und maßnahmenorientierter Honorierung ökologischer Leistungen auf der Grundlage der Handlungsalternativen

<sup>2</sup> Stehen einem Landwirt zusätzliche Handlungsmöglichkeiten zur Auswahl, so wird dadurch im Allgemeinen für ihn die Möglichkeit geschaffen, eine – im Sinne der zugrunde gelegten Norm – bessere Alternative zu wählen und damit ein höheres Wohlfahrtsniveau zu erreichen (vgl. zur Bedeutung der Handlungsvielfalt für höheres Wohlfahrtsniveau Baumgärtner und Schiller 2001).

<sup>3</sup> Wie das Ordnungsrecht nimmt die maßnahmenorientierte Honorierung eine "Dichotomisierung des umweltallokativen Möglichkeitsraumes" vor (vgl. Gawel 1999: 240, Gawel 1994). Die maßnahmenorientierte Honorierung teilt den 'Möglichkeitsraum' in bezahlte und nicht bezahlte Umweltnutzungen ein. (Das Ordnungsrecht teilt den 'Möglichkeitsraum' in erlaubte und nicht erlaubte Umweltnutzungen ein.)

Diese Differenzierung ist graduell, da die Produktion eines ökologischen Gutes auch lediglich eine Handlungsalternative zulassen kann. In diesem Fall ist es unerheblich, ob die Zahlung an das Ergebnis oder die Handlung geknüpft ist, sofern die Transaktionskosten gleich sind. Die Handlungsalternativen nehmen mit dem Spezifitätsgrad des ökologischen Gutes in vielen Fällen ab. "Generell bedeutet die Zunahme des Spezifitätsgrades der Regulierung eine Quelle potentieller Ineffizienz durch Verkürzung von Freiheitsgraden" (Gawel 2000: 120)<sup>4</sup>.

Es soll im Folgenden ein Überblick über Effektivität und Effizienz der beiden Honorierungsansätze bei idealtypischer Charakterisierung dargestellt werden. Damit soll die relative Vorzüglichkeit der ergebnisorientierten Honorierung im Hinblick auf ihre Effektivitäts- und Effizienzpotentiale verdeutlicht werden und die Begründung (und die Bedeutung) für die Suche nach ergebnisorientierten Honorierungsansätzen geliefert werden. Die Beurteilungskriterien für den Vergleich der beiden umweltökonomischen Instrumente können dabei in Anlehnung an die Klassifikation der OECD (1994) unterteilt werden in Beurteilungskriterien der ökologischen Effektivität (oder auch Treffsicherheit) und der ökonomischen Effizienz.

### 1.2.1 Ökologische Effektivität

Ökologische Effektivität besagt, dass ein Instrument geeignet sein muss, das angestrebte umweltpolitische Ziel wirksam und präzise zu erreichen (statische Inzidenz) und im Zeitverlauf mindestens nicht zu unterschreiten oder sogar positiv fortzuschreiben (dynamische Inzidenz). "Wunsch und Wirklichkeit sollen nach erfolgtem Instrumenteneinsatz in sachlicher, räumlicher und zeitlicher Hinsicht übereinstimmen" (Ewers & Hassel 2000: 135).

Die ökologische Effektivität ist bei der ergebnisorientierten Honorierung höher. Diese Erkenntnis ist trivial, da bei der Zahlung ja das Ziel erreicht wird. Ganz und gar nicht trivial ist die Voraussetzung dafür. Das Ergebnis, an das die Zahlung geknüpft ist, muss das Ziel präzise abbilden (statische Inzidenz). Ziel ist im Falle der ökologischen Güter jedoch nicht allein die effiziente Allokation des ökologischen Gutes im Sinne der nachgefragten Umweltstruktur, sondern auch die Erhaltung der ökosystemaren Fähigkeiten, die zur Produktion des Gutes notwendig sind. Der Erhalt der ökosystemaren Fähigkeit ist für eine nachhaltige dynamische Inzidenz Voraussetzung. Das 'Ergebnis' muss demnach präzise die effiziente Allokation und die Aufrechterhaltung der ökosystemaren Fähigkeit zur Produktion der ökologischen Güter abbilden. Die triviale Forderung ist somit das Problem der ergebnisorientierten Honorierung (vgl. Kap. 3).

Die ökologische Effektivität der maßnahmenorientierten Honorierung ist abhängig von der kausalen Beziehung von Ziel und Maßnahmen. In Anbetracht der komplexen ökolo-

gischen Systeme ist jedoch ein Kausalnachweis für jede Maßnahme (in absehbarer Zeit) nicht zu führen (zum Problem des Kausalitätsnachweises z.B. Fränzele et al. 1993, Breckling et al. 1997). Von daher kann sich die Prüfung der ökologische Effektivität der maßnahmenorientierten Honorierung nicht darin erschöpfen, dass die exakte Durchführung der Maßnahme überprüft wird. Dies ist allerdings bisher gängige Praxis im Rahmen der Evaluierung der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft (vgl. z.B. Evaluierung der Agrarumweltprogramme Zeddies & Doluschitz 1996, KOM 1998). Erst im Rahmen der aktuellen Halbzeitbewertung der Agrarumweltprogramme rückt, nicht zuletzt durch methodische Vorgaben der Europäischen Kommission<sup>5</sup>, das Problem fehlender Umweltzielzustände und die Schwierigkeit des Kausalitätsnachweises wieder verstärkt ins Blickfeld.

### 1.2.2 Effizienz

Der Effizienzvergleich soll anhand der statischen und dynamischen Effizienzbetrachtung geführt werden. Statische Effizienz liegt vor, wenn die gesellschaftlichen Ziele unter den gegebenen Rahmenbedingungen mit den geringst möglichen gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht werden (Michaelis 1996). Statische Effizienz ist erreicht, wenn bspw. alle stickstoffemittierenden Landwirte, die gleichen marginalen Vermeidungskosten haben. Würde es einen Landwirt geben, der Stickstoffemissionen zu geringeren Kosten vermeiden könnte, bestehen Möglichkeiten für Effizienzgewinne, indem bei insgesamt gleichbleibender Menge der Emittent mit vergleichsweise höheren Vermeidungskosten seine Aktivität ausdehnt, während sie ein Emittent mit geringeren Vermeidungskosten noch weiter zurücknimmt (vgl. Ewers und Hassel 2000).

Dynamisch effizient ist ein Instrument, wenn es hinreichende Anreize gibt, Innovations-, Informations-, und Motivationsvorteile gegenüber einer staatlichen Planungsinstanz zugunsten der Zielerreichung zu mobilisieren (Ewers und Hassel 2000: 137, vgl. auch OECD 1994). Die Innovationswirkung von umweltökonomischen Instrumenten wird in der Literatur häufig als das wichtigste Kriterium überhaupt angesehen (vgl. z.B. Kneese & Schulze 1975, Klemmer et al. 1999). Gerade vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Entwicklung wird die Bedeutung der dynamischen Effizienz hervorgehoben (vgl. Lohmann 1999: 18).

Ausgangspunkt der Betrachtungen soll die Unterscheidung der beiden Honorierungsansätze bzgl. der möglichen Handlungsalternativen sein. Aufgrund der Vorgaben der Mittel zur Erreichung des Umweltziels bei der maßnahmenorientierten Honorierung verschwindet der Vorteil des ökonomischen Instrumentes gegenüber ordnungsrechtlichen Normen<sup>6</sup>. Vielmehr bestehen zwischen technikorientierten ordnungsrechtlichen Normen (Stichwort: 'Stand der Technik') und maßnahmenorientierter Honorierung große Übereinstimmungen. Die Kri-

<sup>4</sup> "Das Ziel, in bezug worauf eine äquivalente Allokation im Ermessen des Umweltnutzers verbleibe, gestattet nämlich bei überproportionaler Spezifizierung des Regulierungseingriffs kaum noch Variationen der Zielerfüllung; es werden so 'limitationale Milieus' geschaffen, die keine Freiheitsgrade der Zielerfüllung mehr vorhalten" (Gawel 2000: 120, vgl. auch Gawel 1994: 153 ff.).

<sup>5</sup> Zum methodischen Rahmen vgl. Europäische Kommission (KOM) (2002): Leitfaden für die Halbzeitbewertung der Programme zur Entwicklung des ländlichen Raums. DOC. STAR VI/43517/02: [http://europa.eu.int/comm/agriculture/rur/leaderplus/guidelines/eval2\\_de.pdf](http://europa.eu.int/comm/agriculture/rur/leaderplus/guidelines/eval2_de.pdf)

<sup>6</sup> Der Vorteil einer Regulierung des Marktes gegenüber dem Plan besteht bekanntlich gerade deshalb, weil die Marktteilnehmer dezentral entscheiden können.

tik, die für individualisierte ordnungsrechtliche Technikvorgaben vorgebracht wird, gilt daher für maßnahmenorientierte Honorierung in gleicher Weise. "Bei Annahme einer asymmetrischen Informationsverteilung über die jeweils kostengünstigste betriebliche Normerfüllungsalternative zwischen staatlichem Regulator (bzw. vollziehender Allokationsbehörde) und Umweltnutzer stehen individualisierte ordnungsrechtliche Technikvorgaben im Verdacht der Ineffizienz, da sie zieläquivalente, aber kostengünstigere Alternativen der Mittelwahl nicht zulassen oder behindern" (Gawel 2000: 114 f.).

Im Überblick können folgende Nachteile der maßnahmenorientierten Honorierung gegenüber der ergebnisorientierten Honorierung identifiziert werden:

1. Maßnahmenorientierte Honorierung verhindert Eigeninteresse an der Suche und der Offenlegung von effizienteren Alternativen

Mögliche Effizienzgewinne einer kostengünstigeren Alternativlösung bleibt oftmals dauerhaft im Verborgenen, weil die durch maßnahmenorientierte Honorierung geprägte Situation erst gar nicht zu Such- und Aufdeckungsaktivitäten bei der Realisierung von Minimalkostenkombinationen anreizt (zur Kritik am Ordnungsrecht in diesem Sinne vgl. z. B. Gawel 2000: 119, Cansier 1993). Die Landwirte haben keine Veranlassung, sich Gedanken um effiziente Möglichkeiten der Zielerreichung zu machen, noch mehr, das Ziel der Maßnahme kann und wird ausgeblendet. Der Anreiz für die Suche nach der besten Alternative fehlt, da die Landwirte bei der maßnahmenorientierten Honorierung gerade nicht die Folgen (Umweltwirkungen) falscher Entscheidungen tragen. Damit fehlt ein wichtiger Grundbaustein des ökonomischen Verhaltensmodells und die Folge kann nur Effizienzverlust sein.

2. Maßnahmenorientierte Honorierung führt zur mangelnden dynamischen Anreizwirkung für Bearbeitungsinnovationen

Maßnahmenorientierte Honorierung im Sinne von Technikvorgaben können kein Ersatz für individuelle, kreative Lösungen eines ergebnisbezogen definierten Knappheitskonflikts darstellen (vgl. i.d.S. Gawel 2000: 119); vor allem die dynamische Effizienz wird so behindert (z.B. Klemmer 1990, Endres 1994: 131 ff.). Dies ist besonders unter Berücksichtigung der großen Standortheterogenität und der dadurch notwendigen Unterschiede in der Bewirtschaftung zu betrachten. Landwirte kennen ihre Flächen besser als jede Behörde und können bei Zulassung von Freiheitsgraden gezielter einwirken. Bei Vorgabe der Maßnahmen kann dieses Potential nicht ausgeschöpft werden.

3. Maßnahmenorientierte Honorierung verstärkt das Problem der Informationsasymmetrien

Bei der Honorierung ökologischer Leistung handelt es sich um eine vertragliche Beziehung zwischen Auftraggeber (Staat in Form von Verwaltung) und Auftragnehmer (Landwirt). Der Auftraggeber kann synonym auch als Principal, der Auftragnehmer als Agent bezeichnet werden. Bei der Honorierung ökologischer Leistung über Verträge liegt eine Principal-Agent-Beziehung vor, mehrere Individuen kooperieren mit dem Ziel der individuellen Wohlfahrtssteigerung miteinander nach dem Schema von Leistung und Gegenleistung (vgl. z.B. Balks 1995, Richter & Furubotn 1996).

Die an Honorierungsprogrammen teilnehmenden Landwirte besitzen regelmäßig sowohl vor als auch während der Programmteilnahme einen Wissensvorsprung gegenüber der auf-

traggebenden Verwaltung. Ein Wissensvorsprung vor Vertragsabschluss wird gemeinhin verborgene Information (hidden information) genannt, während sich ein Handlungsspielraum von Beauftragten in verborgenen Handlungen (hidden action) äußert (Meinhövel 1999: 13). Die Ungleichverteilung von Wissen über die Qualität, zuweilen auch Quantität von Gütern und Dienstleistungen beeinflusst den Vertragsabschluss: Der mehr Wissende besitzt verborgene Informationen (Meinhövel 1999: 14). Aufgrund der Informationsasymmetrie stellt sich die Frage, wie leistungsfähige Landwirte bei der Programmteilnahme 'selektiert' werden können und wie verhindert werden kann, dass die Landwirte während der Programmteilnahme gegen die Interessen des Auftraggebers handeln und sich opportunistisch (moral hazard-Gefahr) verhalten (Karl 1997: 398). "If the agent has differing preferences to the principal, then the agent faces an incentive to pursue his own interests. The principal finds it difficult to detect this because monitoring is costly" (Moyle 1998: 313 f.).

"Das ökonomische Modell hat nur ein Instrument, um die Informationsverteilung zu ändern: Es muss an das Eigeninteresse dessen heran, der die Information besitzt" (Engel 2001: 7). Nur wenn der Landwirt selbst ein Interesse daran hat, die Qualität seiner Leistung offen zu legen, wird das Problem der Informationsasymmetrie gemindert. Der Landwirt muss ein Eigeninteresse daran haben, den Zielen des Auftraggebers zu folgen (Rapp 1998, Weikard 1995, Hanf 1993). Lediglich bei der ergebnisorientierten Honorierung wird ein derartiges Eigeninteresse forciert.

4. Maßnahmenorientierte Honorierung gewährleistet keine Kontinuität

Die Instrumente zur Honorierung ökologischer Leistungen sind dauerhaft, die Programmlaufzeiten jedoch kurzfristig angelegt. "Es ist kurios, dass ein Privathaushalt seinen Garten für 20 Jahre im voraus einrichtet, dass beim Umgang mit der großen Landschaft jedoch von der Hand in den Mund gelebt wird" (Hampicke 1995: 115). Sollen EU- und Bundesmittel in Anspruch genommen werden, so beträgt die Vertragslaufzeit bis auf wenige Ausnahmen fünf Jahre. Landwirte wollen Planungssicherheit, ohne sich selbst über einen zu langen Zeitraum binden zu *müssen*. Von daher sind die meisten Landwirte mit Vertragszeiten von fünf Jahren durchaus zufrieden, wenn die Planungssicherheit über die fünf Jahre hinaus gegeben ist. Wenig Anreiz wird jedoch mit derart kurzen Laufzeiten im Hinblick auf den Aufbau eines "Reputationskapitals" gegeben<sup>7</sup> (vgl. Hampicke 1995). Ergebnisorientierte Honorierung könnte Anreize zum Aufbau von Reputationskapital geben, da das Eigeninteresse an einer kontinuierlichen Teilnahme erweckt wird. Bei maßnahmenorientierter Honorierung besteht hingegen sogar die Gefahr, dass eine langfristige Teilnahme gerade konterkariert wird. So besteht bei Extensivierungsverträgen aus wirtschaftlicher Sicht geradezu ein Anreiz aus den Verträgen auszutreten, wenn diese ökologische Wirkung zeigen. Folgendes Beispiel soll dies verdeutlichen: Es werden Produk-

<sup>7</sup> "Nimmt ein Betrieb in nicht nur geringfügigem Umfang an Extensivierungsprogrammen teil, so müssen diese früher oder später die Betriebsorganisation beeinflussen. Irgendwann werden Entscheidungen fällig, welche dauerhaft binden. Gerade diesen kann man sich bei der heutigen Kurzfrist-Förderung nicht konstruktiv stellen, man kann sie nur immer wieder aufschieben" (Hampicke 1995: 116).

tionseinbußen durch reduzierten Stickstoffeinsatz in den ersten Jahre der Extensivierung durch die 'N-Nachlieferungsfähigkeit' des Standortes abgeschwächt (z.B. Morard & Sanson 1995). Wenn dann die 'N-Nachlieferungsfähigkeit' nachlässt, besteht aus rein ökonomischer Sicht Anlass, wieder intensiv zu wirtschaften und den Standort 'aufzudüngen'. Es ist unschwer zu erkennen, dass dieses Verhalten konträr zur ökologischen Effektivität steht. Auch hier muss das Eigeninteresse an der Vertragsverlängerung – das Eigeninteresse an der ökologischen Effektivität – geweckt werden. Bei der ergebnisorientierten Honorierung investiert der Landwirt selbst in das Ergebnis, also in die ökologische Wirkung, hat demnach ein Interesse daran, Verträge zu verlängern, wenn und gerade weil sie Wirkung zeigen.

5. Maßnahmenorientierte Honorierung bietet wenig Anreiz zu kooperativem Handeln

Gerade die Produktion von ökologischen Gütern bedarf jedoch in den meisten Fällen kooperativen Handelns mehrerer Landwirte. Bei der maßnahmenorientierten Honorierung ist das Verhalten der anderen Landwirte für die einzelnen Wirtschaftsteilnehmer nicht relevant. Es besteht keine Veranlassung durch gemeinsames Handeln die Effizienz zu erhöhen. Anders bei der ergebnisorientierten Honorierung. Ist das Ziel bspw. den Nährstoffeintrag in ein anliegendes Gewässer zu minimieren und die Zahlung wird an den Nährstoffgehalt des Gewässers geknüpft, so dürfte es dem Landwirt, der durch entsprechende Maßnahmen die Nährstoffimmission in das Gewässer senkt, nicht egal sein, wenn sein Nachbar ungestört weiterhin direkt bis an das Gewässer heranfährt und Dünger ausbringt und auch keine Maßnahmen bzgl. der Bodenerosion unternimmt. Wahrscheinlich wäre in solchem Fall, dass sich die Anrainer des Gewässers zusammenschließen und so managen, dass der ökologische Erfolg eintritt und sie dafür honoriert werden (vgl. Hampicke 1995, Frey & Blöchliger 1991). Hier wäre ein guter Ansatzpunkt für sogenannte Naturschutzgenossenschaften (vgl. z.B. Hagedorn (Ed.) 2002).

6. Maßnahmenorientierte Honorierung fördert die Eigenmotivation der Landwirte nicht – intrinsische Motivationen werden nicht gefördert

Die Zahlungen für Umweltleistungen werden von der Landwirtschaft zum überwiegenden Teil immer im Sinne von Ausgleichszahlungen für Ertragsausfall angesehen. Das Verständnis der Landwirte gegenüber dem Umweltschutz ist, dass Umweltschutz bzw. Naturschutz einer Produktion entgegensteht. Dem Selbstverständnis nach sind Landwirte jedoch Produzenten. Eine deutlichere Umorientierung hin zu einer Produktion von Umweltgütern könnte wesentlich zum Abbau von Vorbehalten gegenüber dem Naturschutz beitragen und so Ausgangspunkt für Effizienzsteigerung sein. Die für den Naturschutz erbrachten Leistungen würden als Produkte, den sogenannten NCO (non commodity-outputs) von den Landwirten verstanden werden können. Dieses Verständnis ist Voraussetzung für die Umsetzung des Konzeptes einer Multifunktionalen Landwirtschaft (vgl. OECD 2001<sup>8</sup>, Wiggering et al. 2003).

<sup>8</sup> Behind multifunctionality is the idea that agriculture, in addition to producing food and fibre, produces a range of other non-commodity outputs such as environmental and rural amenities, and food security and contributes to rural viability.

Darüber hinaus kann folgender Umstand als Nachteil der maßnahmenorientierten Honorierung gegenüber der ergebnisorientierten Honorierung vorgebracht werden:

7. Maßnahmenorientierte Honorierung verteilt Informationsdefizite bzgl. der Ungewissheit ökologischer Systeme einseitig zu Lasten der Gemeinschaft

Aufgrund der Komplexität von ökologischen Systemen haftet gezielten Eingriffen in ökologische Systeme in jedem Fall eine Unsicherheit an, ob die Eingriffe (Maßnahmen) auch wirklich zielführend sind. Bei der maßnahmenorientierten Honorierung trägt die Gesellschaft allein das Risiko, unter Umständen ihr Geld umsonst ausgegeben zu haben (vgl. Priska 1998). Zu beachten ist unter dem Aspekt der Risikoverteilung zweifelsohne aber, dass risikoaverse Landwirte ergebnisorientierte Verträge, die von unscharfen Beobachtungen ausgehen und damit mit einem Einkommensrisiko verbunden sind, nicht abschließen werden (Rapp 1998: 84). Unter dem Aspekt der Risikoverteilung sind ergebnisorientierte Verträge für die Gesellschaft besonders dort interessant, wo der Staat aufgrund der Verfassung die Teilnahmebedingungen durch Hoheitsgewalt ändern kann. "Die Rechtsordnung ist freier gestellt. Sie kann die mangelnde Bereitschaft zur Preisgabe der Information mit staatlichem Zwang überspielen. ... Mit seiner Hoheitsgewalt kann der Staat die Teilnahmebedingung überspielen" (Engel 2001: 7). Derartige Hoheitsgewalt ist gerade im Verhältnis Landwirtschaft und Naturschutz an den Stellen von Interesse, an denen dem Staat die Option freigestellt ist, das Ziel durch Ordnungsrecht oder bspw. über Vertragsnaturschutz zu regeln (vgl. Matzdorf, in Vorbereitung<sup>9</sup>). Für den gesamten Bereich der Erschwernis- oder Härteausgleichszahlungen kann das Argument der Risikoverteilung vorgebracht werden.

### 1.2.3 Schlussfolgerungen

Unter *idealen* Bedingungen spricht alles für eine ergebnisorientierte Honorierung (Abb. 2). Diese Art der Honorierung kommt der idealen Charakteristik ökonomischer Instrumente am nächsten. Eine ergebnisorientierte Honorierung stellt jedoch hohe Anforderungen an die Vertragsgestaltung insbesondere an die Operationalisierung bzw. Rationalisierung der Umweltziele bzw. ökologischen Güter wie die folgenden Ab-

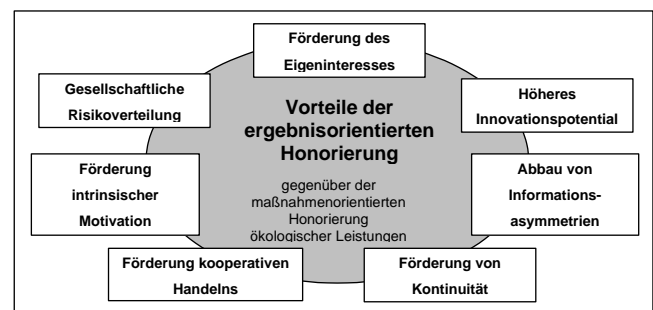


Abb. 2: Potentieller Effizienzvorteil der ergebnisorientierten Honorierung gegenüber der maßnahmenorientierten Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft

<sup>9</sup> Matzdorf B (in Vorbereitung): Umsetzung des Artikel 6 der FFH-Richtlinie mit Hilfe ergebnisorientierter Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft.

schnitte verdeutlichen werden. Daher werden Grenzen derartiger Vertragsgestaltung relativ schnell erreicht (vgl. z.B. Moyle 1998). Diese Grenzen sind vor allen Dingen in der Charakteristik ökologischer Systeme zu finden. Die Schwierigkeiten der Operationalisierung veranlassen zu differenzierten Betrachtungen bzgl. der Bewertung der ergebnis- und maßnahmenorientierten Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft und unterstützen die Erkenntnis von Bohm & Russel (1985: 455) zur Instrumentenbewertung: "No general statements can be made about the relative desirability of alternative policy instruments once we consider such practical complication as that location matters, that monitoring is costly, and that exogenous change occurs in technology, regional economies, and natural environmental systems."

**2 Umweltindikatoren als Stellvertreter knapper ökologischer Güter – Voraussetzungen einer ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen**

Ohne den Zustand der Knappheit und Handlungsalternativen, um darauf zu reagieren, gibt es kein ökonomisches Handeln im Sinne rationaler Entscheidungen. Beide Punkte sind Voraussetzungen für den sinnvollen Einsatz ökonomischer Instrumente, das heißt sowohl für die maßnahmenorientierte als auch die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen.

Diese triviale Aussage wird in vielen Fällen in ihrer Konsequenz verkannt. Werden ökonomische Instrumente zur Behebung von Umweltproblemen angemahnt, wird aus der Voraussetzung in vielen Fällen einfach eine Annahme. Dass diese Voraussetzung indes erst geschaffen werden muss, indem knappe ökologische Güter mit substitutionalen Eigenschaften<sup>10</sup> bestimmt werden<sup>11</sup>, wird in vielen Fällen gerade von Seiten der Ökonomie zu wenig hinterfragt (vgl. Gawel 1999). Die Möglichkeit, dass derartige knappe Güter teilweise nicht zu definieren sind, wird regelrecht ausgeblendet. Dies ist besonders verwunderlich, da das Fehlen derartiger quantifizierbarer ökologischer Güter im Sinne von Umweltqualitätsstandards im Bereich des Ordnungsrechtes seit Jahrzehnten in der Rechtswissenschaft diskutiert wird (vgl. z.B. Lübke-Wolff 1996). Während dem Problem im Bereich des Rechtes noch mit unbestimmten Rechtsbegriffen begegnet und deren Vollzug an einen einzelfallorientierten Vollzugsapparat delegiert werden kann, ist der Anspruch einer umweltpolitischen Mengensteuerung mit Hilfe ökonomischer Instrumente faktisch höher (vgl. zu umweltpolitischer Mengensteuerung Maier-Rigaud 1994: 17, Gawel 1999).

Die Honorierung ökologischer Leistungen bedarf einer Rationalisierung im Sinne einer strikten Ziel-Mittel-Orientierung. Es müssen verbindliche substitutionale Zielstrukturen

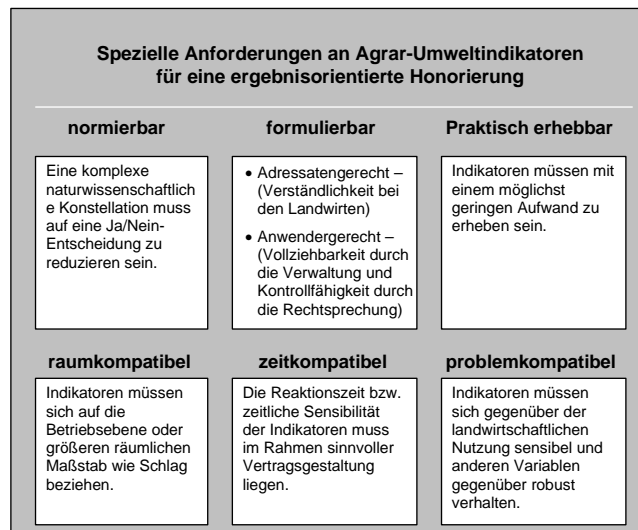
<sup>10</sup>Ist das umweltpolitische Ziel eine Verminderung der Emission von Stickstoff um 50% im Honorierungsgebiet, so darf es für die Effektivität (ökologische Wirkung) keinen Unterschied machen, wo die Emission verringert wird. Die möglichen Allokationen müssen einander "ökologisch äquivalent" sein und dies in räumlicher, zeitlicher und sachlicher Dimension (vgl. u.a. Michaelis 1996, SRU 1994, Huckestein 1993).

<sup>11</sup>Es kann an dieser Stelle lediglich darauf hingewiesen werden, dass es bei der Bestimmung von knappen Umweltgütern darum geht, Eigentumsrechte (property rights) an diesen Gütern zu definieren, die einen geregelten Zugang, z.B. über den Markt ermöglichen (zu Eigentumsrechten vgl. z.B. grundlegend Bromley 1997).

geschaffen werden, " die es gestatten würden, unterhalb der Zielebene bei der Mikroallokation definitionsgemäß alles zuzulassen, was nur per Saldo mit der Zielbedingung vereinbar ist. Die Zieleinhaltung selbst garantierte dann annahmegemäß auch zugleich ökologische Unbedenklichkeit" (Gawel 1999: 245).

Derart operationale Ziele, die eine Ziel-Mittel-Orientierung erlauben, haben Eigenschaften von Umweltindikatoren als Größen, die die Abweichung der Umweltsituation (Ist) von Umweltqualitätsstandards (Soll) ausdrücken können (vgl. Indikatorenkonzepte z.B. SRU 1994, UNEP/ CBD 1996, OECD 2000). Das Umweltziel ist das Indikandum (Sinn des Indikators), die effiziente Verbindung von Ziel und Mittel der Zweck der Indikatoren.

Bei der Honorierung ökologischer Leistungen stellen die Indikatoren das Scharnier zwischen den ökologischen Gütern und dem Honorierungsinstrument dar. Die Indikatoren sollen es ermöglichen, die angestrebte Allokation ökologischer Güter auf kürzestem Wege zu erreichen. Dies entspricht bei Erweiterung des Effizienzkriteriums um das Distributionskriterium der 'Gerechtigkeit' nicht nur dem 'ökonomischen' sondern auch dem 'juristischen' Rationalitätsverständnis, wonach gesetzliche Regulierung dann rational ist, "wenn es ihr gelingt, die intendierten Ziele auf möglichst (ressourcen-)schonendem Wege zu erreichen und dabei der Gerechtigkeitsidee<sup>12</sup> zu entsprechen" (Führ 1999: 195). Sollen Agrarumweltziele mit dem Instrument der ergebnisorientierten Honorierung erreicht werden, müssen Indikatoren entwickelt werden, die neben den wissenschaftlichen Anforderungen (Validität, Objektivität, Reliabilität) den in **Abb. 3** dargestellten Anforderungen gerecht werden.



**Abb. 3:** Anforderungen an Agrarumweltindikatoren als Scharnier zwischen Umweltzielen und dem Instrument der ergebnisorientierten Honorierung

<sup>12</sup>Die Gerechtigkeitsidee im Einzelfall mit Leben zu füllen bedeutet "für den konkreten Regelungsbereich eine jeweils spezifische Balancierung zu suchen von Gleichheit und Gegenseitigkeit vor dem Hintergrund des Prinzips der Verallgemeinerung; mithin eine Balancierung jener Elemente, die Kant im kategorischen Imperativ zusammenführt" (Hruschka 1987).

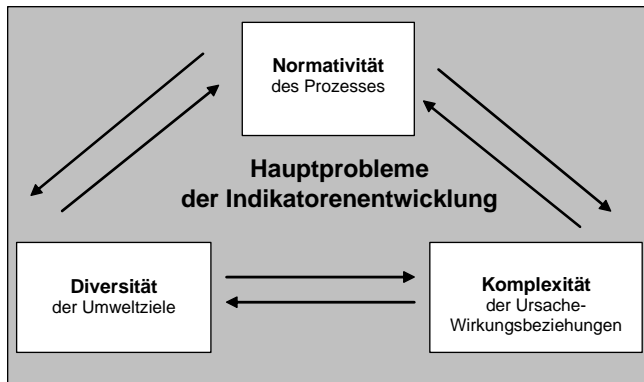


Abb. 4: Hauptprobleme bei der Entwicklung von Indikatoren als Ansatzstelle für die Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft

### 3 Probleme und Grenzen einer ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen

Die Entwicklung von Indikatoren, die den in Abb. 3 beschriebenen Anforderungen gerecht werden, stößt auf drei hauptsächliche Probleme<sup>13</sup>.

An erster Stelle steht die Komplexität ökologischer Systeme und die damit verbundene Unsicherheit bzgl. der aktiven Steuerung derartiger Systeme (Kap. 3.1). Gepaart mit dem Problem der Normativität der Indikatorenentwicklung (Kap. 3.2) und der Diversität der Umweltziele (Kap. 3.3) bestimmt die Indikatorenentwicklung die Grenzen einer ergebnisorientierten Honorierung (Abb. 4).

#### 3.1 Problem der Komplexität ökologischer Systeme und damit verbundener Unsicherheit

Die Komplexität ökologischer Systeme vor dem Hintergrund einer effizienten Verbindung von Ziel und Mittel mit Hilfe einfacher Strukturen abzubilden ist der entscheidende und zugleich schwierigste Schritt. Eine effiziente Verknüpfung des Umweltzieles im Sinne eines nachgefragten Umweltgutes mit dem Honorierungsinstrument ist nur dann gegeben, wenn damit ein geregelter Zugang zu den ökosystemaren Fähigkeiten zur Produktion des ökologischen Gutes gewährleistet wird. Auch wenn es sich bei den Indikatoren einer ergebnisorientierten Honorierung um strukturelle Indikatoren handelt, muss mit Hilfe dieser Strukturen der Zugang zu den ökologischen Fähigkeiten zur Produktion der nachgefragten ökologischen Güter geregelt werden können. Das Aufzeigen der ökologischen Fähigkeit zur Produktion ökologischer Güter ist dabei Aufgabe der ökologischen Forschung. Erkenntnisse zu den komplexen Wechselwirkungen, die auf bestimmte ökologische Güter wirken, verdeutlicht die Grenzen des Ansatzes einer ergebnisorientierten Honorierung. Die Rahmenbedingungen für eine ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen müssen dem Landwirt eine ausreichende Sicherheit darüber geben, dass keine negati-

ven externen Effekt auf das ökologische Gut wirken, die er selbst nicht internalisieren kann. Dies hat zur Folge, dass es auch künftig bspw. kaum möglich sein wird, die Honorierungen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen an die Wasserqualität von Oberflächengewässern zu binden (zeitliche Verzögerungen, große Einzugsgebiete usw.).

#### 3.2 Problem der Normativität aufgrund der Unsicherheit

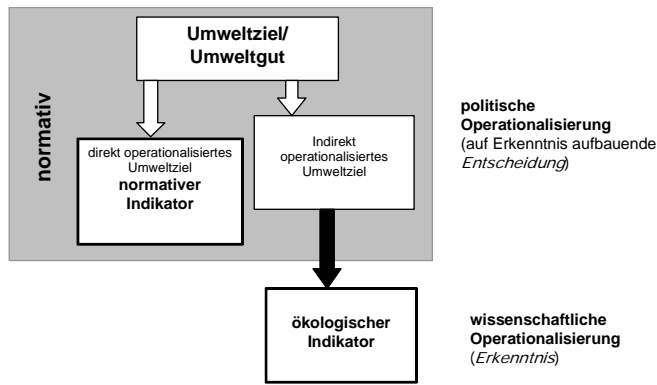
Unsicherheit beschäftigt Wissenschaft und Philosophie seit jeher, was aktuell neu ist, ist die Tatsache, dass bspw. im Zuge aktueller Umweltprobleme dieser Unsicherheit nicht ausgewichen werden kann, Unsicherheit "cannot be tamed or ignored" (Fjelland 2001: 161). Das Problem der Unsicherheit bzgl. der aktiven Steuerung ökologischer Systeme durch umweltpolitische Instrumente beschränkt sich nicht darauf, auf der Basis unvollständiger Information zwischen Handlungsalternativen entscheiden zu müssen, da Kausalzusammenhänge nur in wenigen Fällen für konkrete Fragestellungen klar nachgewiesen werden können. Ungewissheit bestimmt bereits den Prozess der Rationalisierung der Umweltziele, mit anderen Worten der Entwicklung von Indikatoren. Solange die Rationalisierung von Umweltzielen von Unsicherheit geprägt ist, ist die Entwicklung von Indikatoren auch ein Entscheidungsprozess und eben nicht nur ein Erkenntnisprozess und überschreitet damit die Grenzen der empirischen wissenschaftlichen Forschung. Eine Antwort darauf kann nur in einer Forderung nach demokratischen Strukturen für den Entscheidungsprozess münden (Schuldt 1997). Umweltplanungen wie bspw. die Landschaftsplanung in Deutschland können hierbei genutzt werden. Tatsächlich muss jedoch ein klarer Planungsauftrag sowie demokratische Strukturen zur Legitimation geschaffen werden, um die Umweltziele derart zu operationalisieren, dass Honorierungsinstrumente ansetzen können.

Es können prinzipiell zwei Situationen innerhalb der Indikatorenentwicklung unterschieden werden. Die Operationalisierung von gesellschaftlichen Zielen im Sinne des 'Herunterbrechens' in quantifizierbare, messbare Merkmale

1. bedarf Entscheidungen auf der Grundlage von Erkenntnissen (Entscheidungsprozess),
2. kann auf der Grundlage von Erkenntnissen erfolgen (Erkenntnisprozess).

Im ersten Fall bedarf es der beschriebenen demokratischen Entscheidungsstrukturen, die Operationalisierung erfolgt direkt im politischen Raum. Derartige Indikatoren, die aus einem Entscheidungsprozess hervorgegangen sind, werden in diesem Beitrag als normative Indikatoren bezeichnet (vgl. Abb. 5). Im zweiten Fall erfolgt im gesellschaftlichen Raum eine Zieldefinition derart, dass die Beschreibung dieses Zielsystems keiner normativen Entscheidungen mehr bedarf (indirekt operationalisierte Umweltziele), also von der Wissenschaft im letzten Schritt durch die Ableitung quantifizierbarer Merkmale (Indikatoren) operationalisiert werden kann. Dies ist immer dann der Fall, wenn Umweltziele unter ökologische Sachmodelle subsumiert werden können und Naturwissenschaft somit die Umweltziele ohne naturalistischen Fehlschluss mit Hilfe 'ökologischer' Indikatoren beschreiben kann

<sup>13</sup>Generell gelten die Probleme für eine maßnahmenorientierte Honorierung in gleicher Weise, nur kann ihnen in diesem Fall besser ausgewichen werden – ohne sie zu lösen.



**Abb. 5:** Idealierte Darstellung der Normativität innerhalb des Prozesses der Entwicklung von Indikatoren für Umweltgüter. Grau unterlegt ist der Abschnitt, in dem für die Indikatorenentwicklung neben Erkenntnissen auch Entscheidungen und damit normativer Input notwendig ist. Eine derartige Indikatorenentwicklung hat im politischen Raum stattzufinden. Ausführliche Erläuterung im Text

(Abb. 5). Auch bei der Differenzierung der Indikatoren nach dem Kriterium des notwendigen normativen Inputs handelt es sich um eine graduelle Unterscheidung. Dies ist gerade im Zusammenhang mit der Diskussion um die Schwierigkeiten der Indikatorenentwicklung bedeutsam. Tatsächlich stellt die Indikatorenentwicklung im gesellschaftlichen Raum aufgrund der notwendigen Abstimmungsprozesse immer eine besondere Herausforderung dar und bedarf spezifischer Entscheidungsstrukturen, von denen Integration wissenschaftlicher Erkenntnisse in den Entscheidungsprozess nur der erste Schritt ist. Die Verantwortung der Wissenschaft wächst mit der Bedeutung der Erkenntnisse für die Entscheidung, wächst in dem Maße, wie die Erkenntnisse den Freiheitsgrad der Entscheidung eingrenzen. Die in Abb. 5 dargestellten indirekt operationalisierten Ziele stellen eher ein idealisiertes Konstrukt dar.

Die Quantifizierung (Festlegung von Standards) stellt vor dem Hintergrund der oben beschriebenen Unsicherheit bzgl. von Aussagen zu ökologischen Systemen in jedem Fall ein Entscheidungsprozess dar und hat im gesellschaftlichen Raum zu erfolgen.

### 3.3 Problem der Diversität und der teilweise fehlenden Kohärenz von Umweltzielen

Im Umweltbereich besteht in vielen Fällen eine große Anzahl von Umweltzielen zwischen denen teilweise keine Kohärenz besteht. Derartige fehlende Kohärenz tritt bspw. bereits bei unterschiedlichen Habitatansprüchen von verschiedenen gefährdeten Arten auf. Wenn z.B. für ein bestimmtes Gebiet Indikatoren der Artenvielfalt<sup>14</sup> anhand des Kriteriums 'Erhalt gefährdeter Arten des Grünlands' entwickelt werden sollen, kann das Umweltziel aufgrund der unterschiedlichen Ansprüche der Arten noch nicht im Sinne der Abb. 5 politisch operationalisiert sein. Mit der Operationalisierung von Umweltzielen müssen die internen Zielkonflikte im Entscheidungsprozess gelöst werden. Damit gelangt das Problem der Normativität

auch durch den notwendigen Abwägungsprozess zwischen verschiedenen Umweltzielen in den Operationalisierungsprozess und erschwert diesen.

## 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Wenn es möglich ist, Honorierungen von ökologischen Leistungen an Zielstrukturen zu binden, die die Möglichkeit von individuellen Entscheidungen und damit verbundenen Freiheitsgrade eröffnen, sollte dieser Ansatz aus ökonomischen Gründen konsequent umgesetzt und in der Praxis getestet werden. Folgende Hinweise könnten dabei hilfreich sein:

1. Um in der Erprobungsphase nicht bereits an den beschriebenen Problemen der Instrumentierung zu scheitern (Indikatorenentwicklung), könnten ergebnisorientierte Ansätze der Honorierung dort getestet werden, wo eine politische Operationalisierung stattgefunden hat.
2. Bestimmte Grenzen im Zusammenhang mit der Komplexität ökologischer Systeme bedeuten nicht, dass keine Effizienzgewinne durch die Schaffung von Freiheitsgraden möglich sind.

Zwei Beispiele sollen aktuelle Anwendungsmöglichkeiten ergebnisorientierter Honorierung aufzeigen und die Berücksichtigung der zwei Hinweise illustrieren.

Aktuell werden in allen EU-Staaten konkrete Instrumente für die Umsetzung der FFH-Richtlinie<sup>15</sup> erarbeitet. Dabei wird Honorierungsinstrumenten für die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Schutzgebieten eine entscheidende Rolle beigemessen (EU 2000). Neben den interessanten rechtlichen und administrativen Rahmenbedingungen (vgl. Matzdorf, in Vorbereitung<sup>16</sup>), bietet die konkrete Definition der verfolgten Umweltziele auf der Ebene von Arten und Lebensraumtypen sehr gute Voraussetzungen, um hier eine ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft umzusetzen. Die Ziele können hier als politisch operationalisiert bezeichnet werden. Interne Zielkonflikte sollten ebenfalls durch die Managementpläne (vgl. Artikel 6 FFH-Richtlinie) ausgeräumt sein. Wenn die FFH-Zielarten nicht selbst die Eigenschaften von Indikatoren einer ergebnisorientierten Honorierung erfüllen (vgl. Abb. 3), so kann die ökologische Forschungsstrukturen und Prozesse beschreiben, die für die Sicherung und Entwicklung dieser Arten notwendig sind. Aus den Strukturen können dann Indikatoren abgeleitet werden, an die die Honorierung geknüpft werden kann. Auch die FFH-Lebensraumtypen können in vielen Fällen direkt unter ökologische Sachmodelle, den Vegetationstypen der Braun-Blanquet-Schule, gefasst werden (Ssymank et al. 1998), aus denen Indikatoren abgeleitet werden können (vgl. Matzdorf & Burkart, in Vorbereitung<sup>17</sup>).

<sup>15</sup>Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora

<sup>16</sup>Matzdorf B (in Vorbereitung): Umsetzung des Artikel 6 der FFH-Richtlinie mit Hilfe ergebnisorientierter Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft

<sup>17</sup>Matzdorf, B, Burkart, M (in Vorbereitung): Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft in FFH-Gebieten mit einem Beispiel für den Lebensraumtyp 'Brenndoldenwiesen'

<sup>14</sup>Artenvielfalt im Sinne des politischen Konzeptes

Ergebnisorientierte Honorierung wird in vielen Fällen nicht direkt an die nachgefragten Umweltgüter, wie bspw. vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an bestimmte Gütestandards von Oberflächengewässer, geknüpft werden können, da die standardisierten Merkmale durch viele Faktoren beeinflusst werden und die Merkmale nicht den Anforderungen der Indikatoren (vgl. Abb. 3) entsprechen können. Die Antwort auf diese Grenzen einer ergebnisorientierten Honorierung heißt jedoch nicht, dass die Honorierung an ganz konkrete Maßnahmen gebunden werden muss. Während aktuelle Honorierungsinstrumente zur Minderung des Eintrages von Nährstoffen in Oberflächengewässer sich in vielen Fällen in horizontalen Extensivierungsmaßnahmen erschöpfen, könnte in einem ersten Schritt zur Steigerung der Effizienz eine Koppelung der Honorierung an betriebliche Stickstoffsalden erfolgen (Alvensleben 2002). Damit könnte der Landwirt selbst nach der kostengünstigsten Minimierung suchen. Mit dieser an Emissionen gebundenen Honorierung wären aber noch nicht die anderen Vorteile der ergebnisorientierten Honorierung verbunden, da das Eigeninteresse des Landwirtes am Ergebnis, an der ökologischen Effektivität der Maßnahme nicht geweckt ist. In einem nächsten Schritt könnte die Honorierung an naturraumabhängige modellierte Nährstoffausträge geknüpft werden. Tatsächlich kann hier in den nächsten Jahren im Zuge der Weiterentwicklung digitaler Standortdaten und darauf aufbauender Modellierung ein großes Potential für ergebnisorientierte Ansätze erwartet werden. Mit Hilfe von Modellen lassen sich die anderen externen Effekte, die ebenfalls auf das ökologische Gut wirken, per Annahme ausschließen.

## Literatur

- v. Alvensleben R (2002): Leitbilder einer zukünftigen Landwirtschaft – Anmerkungen aus der Sicht der Umweltökonomie und der Marktforschung. Vortrag bei der Akademie der ländlichen Räume Schleswig-Holsteins am 19.03.2002 in Rendsburg
- Balks M (1995): Umweltpolitik aus Sicht der Neuen Institutionenökonomik. Wiesbaden
- Baumgärtner J, Hartmann J (2001): The design and implementation of sustainable plant diversity conservation program for alpine meadows and pastures. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 14, 67-83
- Baumgärtner S, Schiller J (2001): Vielfalt und Nachhaltigkeit – Der Einfluss von Beständen und des Zeithorizonts auf zukünftige ökonomische Wahlmöglichkeiten. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU)*, Sonderheft 13, 136-147
- Bohm P, Russell CS (1985): Comparative analysis of alternative policy instruments. In: Knesse AV, Sweeney JL (Hrsg.): *Handbook of natural resource and energy economics I*. Amsterdam, 395-460
- Breckling B, Latus C, Müller F, Mathes K (1997): Konzepte zur Untersuchung ökologischer Komplexität: Der Bezug zwischen Kausalität, Skalierung, Rekursion, Hierarchie und Emergenz. *BTUC Aktuelle Reihe* 4/97, 106-124
- Bromley DW (1997): Property Regimes in Environmental Economics. In: Folmer H, Tietenberg T (Eds.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1997/1998*, 1-27
- Cansier D (1993): *Umweltökonomie*. Stuttgart
- Deblitz C (1999): Vergleichende Analyse der Ausgestaltung und Inanspruchnahme der Agrarumweltprogramme zur Umsetzung der VO (EWG) 2078/92 in ausgewählten Mitgliedsstaaten der EU. *Landbauforschung, Wissenschaftl. Mitt. d. FAL, Sonderheft* 195
- Endres A (1994): *Umweltökonomie*. Darmstadt
- Engel Ch (2001): Rechtliche Entscheidungen unter Unsicherheit. Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter 2001/9. Bonn. [www.mpp-rdg.mpg.de](http://www.mpp-rdg.mpg.de)
- Engel Ch (2000): Die Grammatik des Rechts: Funktionen der rechtlichen Instrumente des Umweltschutzes im Verbund mit ökonomischen und politischen Instrumenten. Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter 2000/3. Bonn. [www.mpp-rdg.mpg.de](http://www.mpp-rdg.mpg.de)
- Europäische Kommission (KOM) (1998): Evaluation von Agrar-Umweltprogrammen. Arbeitsdokument der Kommission – GD VI. VI/755/98
- European Commission (2000): *Managing Natura 2000 Sites. The provisions of Article 6 of the 'Habitat' Directive 92/43/EEC*. Office of Official Publications of the European Commission. Luxemburg: 77 S.
- Ewers H-J, Hassel Ch (2000): Agrarumweltpolitik nach dem Subsidiaritätsprinzip: Ziele, Ordnungsrahmen und instrumentelle Alternativen. In: Ewers H-J, Henrichsmeyer W (Hrsg.): *Schriften zur Agrarforschung und Agrarpolitik Band 2*: Berlin
- Fjelland R (2002): Facing the problem of uncertainty. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 15, 155-169
- Fränze O, Messerli P, Müller F, Reiche E-W (1993): Probleme und Aufgaben der Ökosystemmodellierung. In: Barsch D, Karasch H (Hrsg.): *Geographie und Umwelt. Verh. d. Deutschen Geographentages* 48, 243-265
- Frey RL, Blöchliger H (1991): Schützen oder Nutzen. Ausgleichszahlungen im Natur- und Landschaftsschutz. Zürich
- Führ M (1999): Rationale Gesetzgebung, Systematisierung verfassungsrechtlicher Anforderungen. In: Gawel E, Lübke-Wolf G (Hrsg.): *Rationale Umweltpolitik – rationales Umweltrecht. Konzepte, Kriterien und Grenzen rationaler Steuerung im Umweltschutz. Recht, Ökonomie und Umwelt* 8. Baden-Baden, 193-126
- Gawel E (1994): Umweltallokation durch Ordnungsrecht: Ein Beitrag zur ökonomischen Theorie regulatoriver Umweltpolitik. Tübingen
- Gawel E (1999): Effizienzprobleme der Technikorientierung des Ordnungsrechts: Ökonomische Kritik und juristische Gegenkritik. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU)* 1/2, 114-125
- Gawel E (1999): Umweltordnungsrecht – Ökonomisch irrational? Die ökonomische Sicht. In: Gawel E, Lübke-Wolf G (Hrsg.): *Rationale Umweltpolitik – rationales Umweltrecht. Konzepte, Kriterien und Grenzen rationaler Steuerung im Umweltschutz. Recht, Ökonomie und Umwelt* 8. Baden-Baden, 237-322
- Hagedorn K (Ed) (2002): *Environmental Co-operation and Institutional Change: Theories and policies for European Agriculture*. Cheltenham
- Hampicke U (1995): Theorie und Praxis in der Ökonomie des Naturschutzes. In: Dachverband Wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. (Hrsg.) (1995): *Ökologische Leistungen der Landwirtschaft: Definition, Beurteilung und ökonomische Bewertung*. Agrarspectrum 24, 109-121
- Hanf C-H (1993): Ökonomische Überlegungen zur Ausgestaltung von Verordnungen und Verträgen mit Produktionsauflagen zum Umwelt- und Naturschutz. *Agrarwirtschaft Bd. 43*, 138-147

- Hruschka J (1987): Die Konkurrenz von goldener Regel und Prinzip der Verallgemeinerung in der juristischen Diskussion des 17./18. Jahrhundert als geschichtliche Wurzel von Kants kategorischem Imperativ. *Juristenzeitung* 42, 941–952
- Huckestein B (1993): Umweltlizenzen – Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Mengensteuerung. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 16: 1–29
- Karl H (1997): Der Einfluss von Informationsasymmetrien auf die ökonomische Effizienz von Agrarumweltpolitik. *Schr. d. Gesell. f. Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V.* 33, 397–406
- Klemmer P (1990): Gesamtgesellschaftliche Effekte ökonomischer Instrumente im Umweltschutz. In: Wagner GR (Hrsg.): *Unternehmung und ökologische Umwelt*. München, 262–282
- Klemmer P, Lehr U, Loebbe K (1999): *Umweltinnovationen: Anreize und Hemmnisse*. Berlin
- Klöpfer M (1989): *Umweltrecht*. München
- Kneese A, Schulze Ch (1975): *Pollution, Prices and Public Policy*. Washington D.C.
- Lohmann D (1999): *Umweltpolitische Kooperationen zwischen Staat und Unternehmen aus Sicht der Neuen Institutionenökonomik*. Marburg
- Lübbe-Wolff G (Hrsg.) (1996): *Der Vollzug des europäischen Umweltrechts*. Berlin
- Maier-Rigaud G (1994): *Umweltpolitik mit Mengen und Märkten. Lizenzen als konstituierendes Element einer ökologischen Marktwirtschaft*. Marburg
- Meinhövel H (1999): *Defizite der Principal-Agent-Theorie*. Köln
- Michaelis P (1996): *Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik: Eine anwendungsorientierte Einführung*. Heidelberg
- Morard V, Sanson S (1995): *Ecoculture in Champagne: implementation of agri-environmental method in cereal farming*. 47<sup>th</sup> International symposium on crop protection. Gent, Belgium, May 9<sup>th</sup>, 1995, 771–780
- Moyle B (1998): *Species conservation and the principal-agent problem*. *Ecological Economics* 26, 313–320
- OECD (1994): *Managing the Environment: The Role of Economic Instruments*. Organisation for Economic Co-Operation and Development. Paris
- OECD (2000): *Proceedings Towards Sustainable Development: Indicators to Measure Progress (Proceedings of the Rome Conference)*. Source OECD Environment & Sustainable Development 7. Paris
- OECD (2001): *Multifunctionality: Executive Summary: Towards an Analytical Framework (Hauptautoren: Maier L, Shobayashi M)*, Paris
- Oppermann R, Briemle G (2002): *Blumenwiesen in der landwirtschaftlichen Förderung. Erste Erfahrungen mit der ergebnisorientierten Förderung im banden-württembergischen Agrar-Umweltprogramm MEKA II: Naturschutz und Landschaftsplanung* 7, 203–209
- Priska B (1998): *Ökologischer Ausgleich durch Direktzahlungen: Denkanstöße für eine zielgerechte Weiterentwicklung*. Schr.-R. ETH Zürich, Institut für Agrarwirtschaft. Zürich
- Rapp N (1998): *Optimale Gestaltung von Naturschutzverträgen: Umsetzung der Verordnung (EWG) 2078/92 durch Grünlandverträge Schleswig-Holsteins*. Aachen
- Richter R, Furubotn E (1996): *Neue Institutionenökonomik*. Tübingen
- Schuld N (1997): *Rationale Umweltvorsorge: Ökonomische Implikation einer vorsorgenden Umweltpolitik*. Bonn
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): *Umweltgutachten 1994*. Stuttgart
- UNEP, Convention on biological Diversity (CBD), Subsidiary body on scientific, technical and technological advice (1996): *Indicators for assessing the effectiveness of measures taken under the convention, Second Meeting, Montreal, 2 to 6 September 1996*
- Weikard H-P (1995): *Instrumente zur Durchsetzung von Umweltauflagen*. *Zeitschrift f. Umweltpolitik und Umweltrecht* 3, 365–376
- Wiggering H, Müller K, Werner A, Helming K (2003): *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. In: Helming K, Wiggering H (Eds.): *The concept of Multifunctionality in Sustainable Land Development*. Springer, Berlin/ Heidelberg/ New York: 3–18

Eingegangen: 07. Oktober 2003  
 Akzeptiert: 07. Februar 2004  
**OnlineFirst: 9. Februar 2004**