

**Frank Wätzold in Kooperation mit  
Ulrich Hampicke und Arbeitsgruppe  
Landschaftsökonomie Greifswald (Projektleitung)**

**Ökonomische  
Effizienz  
im Naturschutz**

**Workshopreihe  
„Naturschutz und  
Ökonomie“  
Teil II**





# **Ökonomische Effizienz im Naturschutz**

**Beiträge zur Tagung „Workshopreihe ‚Naturschutz  
und Ökonomie‘, Teil II: Effizienz“  
an der Internationalen Naturschutzakademie,  
Insel Vilm vom 10.-13. Oktober 2006**

**Projektleitung:  
Ulrich Hampicke  
und  
Arbeitsgruppe Landschaftsökonomie Greifswald**

**Wissenschaftliche Bearbeitung:  
Frank Wätzold**

**Redaktion:  
Franziska Gahlert**



**Titelbild:** Der Helle-Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea teleius*) ist Gegenstand eingehender Studien zur Effizienz im Naturschutz; vgl. den Beitrag auf S. 49 ff. (Foto: J. Settele).

**Projektleitung:**

Prof. Dr. Ulrich Hampicke  
AG Landschaftsökonomie  
Greifswald

Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str.88  
17489 Greifswald

**Wissenschaftliche Bearbeitung:**

Dr. Frank Wätzold

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ  
Permoserstr. 15  
04318 Leipzig

**Redaktion:**

Franziska Gahlert

Erich-Böhmke-Str. 30  
17489 Greifswald  
e-mail: franzgahlert@web.de

**Fachbetreuung im BfN:**

Dr. Norbert Wiersbinski  
Dr. Burkhard Schweppe-Kraft

FG I 3.3 „Internationale Naturschutzakademie“  
FG II 1.1 „Recht, Ökonomie und naturverträgliche regionale  
Entwicklung“

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „**DNL-online**“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz (BfN)  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
Tel.: 0228/8491-0  
Fax: 0228/8491-9999  
[www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn-Bad Godesberg 2008

# Vorwort

„Effizient“ Handeln heißt im ökonomischen Sinne, ein gegebenes Ziel mit dem geringsten Aufwand oder – von der anderen Seite her betrachtet – mit verfügbaren Ressourcen den höchst möglichen Zielerfüllungsgrad zu erreichen. Effizienz ist ein Kernbegriff ökonomischen Denkens. Nach dem Thema „Anreiz“ wurde deshalb der zweite Teil der Workshopreihe „Naturschutz und Ökonomie“, die in den Jahren 2005, 2006 und 2007 an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm durchgeführt wurde, dem Thema „Effizienz“ gewidmet.

Jeder Naturschutzpraktiker versucht, für sich vor Ort effizient zu handeln, wenn es darum geht, die knappen zur Verfügung stehenden Mittel so einzusetzen, dass mit Blick auf die gesetzten Naturschutzziele damit möglichst viel erreicht wird. Das Streben nach Effizienz gehört so gesehen zum Alltagshandeln eines jeden Naturschützers. Schwierig wird es allerdings, wenn kein ausreichendes Wissen über Kosten und Wirkungen unterschiedlicher Handlungsoptionen zur Verfügung steht. Notwendige Wirkungsanalysen sind aus Mangel an Geld recht selten, obwohl sie gerade bei ökologischen Wechselbeziehungen, die langfristig wirken, besonders wichtig wären. Noch rarer sind Kosten-Wirksamkeitsanalysen, wie sie in diesem Tagungsband an verschiedenen Beispielen dargestellt werden. Als Praktiker muss man sich deshalb heute häufig auf die eigenen begrenzten Erfahrungen verlassen.

Hinzu kommt beim Thema Effizienz, dass die Naturschutzverwaltung in einem komplexen Geflecht von Regelwerken agiert. Effizienz bemisst sich dabei nicht nur an den direkt anfallenden (Produktions-)kosten sondern auch an dem Aufwand, der für Koordinations- und Abstimmungsprozesse getätigt werden muss. Werden eingespielte Informations- und Koordinationsbeziehungen etwa durch rechtliche Neuregelung oder Umorganisation der Verwaltung neu geordnet, bewirkt dies nicht unbedingt ein Weniger an Aufwand. In diesem Sinne sind organisatorische Deregulierungsanstrengungen nicht immer notwendig auch mit mehr Effizienz verbunden. Dass es hingegen mit intelligenten Arrangements vor Ort möglich ist, den Aufwand für Aushandlungsprozesse zu senken, lassen etwa die in diesem Band dargestellten Beispiele der Anwendung der Eingriffsregelung deutlich werden. Vor diesem Hintergrund ist der Warnung, Effizienzverbesserung auf simpler Basis lediglich mit Kostensenkung gleichzusetzen, die Frank Wätzold in seiner Einleitung zum vorliegenden Band ausspricht, uneingeschränkt zuzustimmen.

Der vorliegende Tagungsband soll als Initial verstanden werden, sich mit dem Thema „Effizienz“ im Naturschutz intensiver und offensiv zu beschäftigen. Ein auf bloßer Ausgabenbasis verstandenes „geiz ist geil“ kann im Naturschutz kein Erfolgsmodell sein. Es gilt, neben den anfallenden Opportunitätskosten den Blick auch auf die anfallenden Transaktionskosten zu lenken. Systematische Kosten-Wirksamkeitsanalysen sind nicht billig; aber sie sind Investitionen, die sich lohnen, für einen Naturschutz der kostenbewusst und vor allem wirksam ist.

Bonn, im Februar 2008

Prof. Dr. Beate Jessel  
Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

# Inhaltsverzeichnis

SEITE

- 9     **Der Effizienzgedanke im Naturschutz**  
Grundlegende Überlegungen und Überblick über das Skript  
*Frank Wätzold*
- 19    **Produktionsintegrierte Kompensationsmaßnahmen**  
Rechtliche Möglichkeiten, Akzeptanz, Effizienz und  
naturschutzgerechte Nutzung  
*Birgit Litterski, Ulrich Hampicke & Detlef Czybulka*
- 33    **Das DBV-Bördeprojekt**  
Ein Beispiel für die effiziente Verwendung von Mitteln aus der Eingriffsregelung  
*Thomas Muchow & Alexander Becker*
- 49    **Wie berechnet man ökonomisch effiziente Kompensationszahlungen für  
Artenschutzmaßnahmen?**  
Eine softwarebasierte Entscheidungshilfe auf Grundlage eines  
ökologisch-ökonomischen Modells  
*Karin Johst, Martin Drechsler, Frank Wätzold, Karin Ulbrich, Cornelia Ohl, Josef Settele*
- 67    **Agglomerationsbonus:  
Ein innovatives Element der Ausgestaltung von Kompensationszahlungen für  
räumlich strukturierten Artenschutz**  
*Martin Drechsler, Karin Johst, Frank Wätzold*
- 79    **Sind regional angepasste Agrarumweltmaßnahmen effizient?**  
*Christian Schleyer*
- 95    **Potenziale für Effizienzverbesserungen in der Eingriffsregelung**  
Effiziente Organisation der Ausgleichsbereitstellung  
*Sonja Macke*
- 115   **Transaktionskosten im Naturschutzmanagement**  
*Malte Kersten*

- 131 **Effizienz von Überwachungs- und Sanktionsmaßnahmen in der Agrarumweltpolitik**  
*Bernhard Osterburg*
- 149 **Controlling als Instrument für eine effizientere und effektivere Mittelvergabe bei Naturschutzprogrammen**  
*Marianne Penker*
- 167 **Eco-Labeling als Instrument zur Senkung von Informationskosten**  
*Ralf Döring*
- 185 **Der europäische und nationale Rechtsrahmen für den Naturschutz.**  
Lässt er genügend Handlungsspielräume für effiziente Naturschutzlösungen?  
*Wolfgang Köck & Stefan Möckel*
- 213 **Autorenverzeichnis**

# Der Effizienzgedanke im Naturschutz

## Grundlegende Überlegungen und Überblick über das Skript

Frank Wätzold

### 1 Einführung

Unter ökonomischer Effizienz versteht man im Bereich des Naturschutzes in Abhängigkeit von der politischen Fragestellung entweder, dass für gegebene finanzielle Mittel ein Höchstmaß an Naturschutz erzielt wird, oder dass ein bestimmtes Naturschutzziel mit möglichst geringem finanziellen Aufwand erreicht wird. Die Anwendung der ersten Definition ist dann sinnvoll, wenn ein gegebenes finanzielles Budget für den Naturschutz vorhanden ist wie beispielsweise Gelder für Vertragsnaturschutzprogramme oder Stiftungsmittel, die für Naturschutzzwecke eingesetzt werden sollen. Die Anwendung der zweiten Definition ist dann adäquat, wenn ein bestimmtes Naturschutzziel wie beispielsweise der Erhalt einer durch die FFH-Richtlinie geschützten Art erreicht werden soll (vgl. Wätzold & Schwerdtner 2005).

Der Effizienzgedanke hat bisher sowohl in der naturschutzpolitischen Diskussion als auch in der Naturschutzforschung ein eher stiefmütterliches Dasein geführt. Dies ist ein Problem, da bei Nichtbeachtung ökonomischer Effizienzüberlegungen knappe finanzielle Mittel verschwendet werden, die dann entweder dem Naturschutz oder für die Durchführung anderer staatlicher Aufgaben fehlen. Die Durchführung nicht effizienter Naturschutzpolitik beinhaltet auch die Gefahr, dass langfristig die Akzeptanz für Naturschutzmaßnahmen zurückgeht (Wätzold & Schwerdtner 2005, Wätzold et al. 2007).

Zwei Beobachtungen legen nahe, dass ein durchaus beachtliches Potential in der Naturschutzpolitik für Effizienzverbesserungen vorhanden sein könnte. Erstens entstehen durch Naturschutzmaßnahmen inzwischen erhebliche volkswirtschaftliche Kosten bzw. es stehen erhebliche Mittel für Naturschutzmaßnahmen zur Verfügung. So geben allein die deutschen Bundesländer jährlich einen dreistelligen Millionenbetrag in Form von Kompensationszahlungen für Maßnahmen von Landnutzern zum Schutz gefährdeter Arten und Habitate aus (Stratmann & Osterburg 2002). Zweitens legen volkswirtschaftliche Untersuchungen im Bereich des Umweltschutzes nahe, dass die Berücksichtigung von Effizienzgesichtspunkten bei der Ausgestaltung umweltpolitischer Instrumente zu erheblichen Effizienzgewinnen führen kann. Beispielsweise haben Gusbin et al. (1999) geschätzt, dass durch den Einsatz von handelbaren Zertifikaten in der EU die Ziele des Kyoto-Protokolls um 56 % günstiger erzielt werden können als durch eine Auflagenlösung.

Vor diesem Hintergrund soll das vorliegende BfN-Skript einen Beitrag dazu leisten, die Effizienzdiskussion aus dem Schattendasein im Bereich des Naturschutzes herauszuführen, weiterzuentwickeln und für die Naturschutzpolitik nutzbar zu machen. Im Folgenden werden in Anlehnung an Birner & Wittmer (2004) und Wätzold & Drechsler (2005) unterschiedliche Aspekte des Effizienzbegriffs erläutert und die daran anknüpfenden Beiträge im Skript vorgestellt. Abschließend wird kurz auf zwei politische Aspekte der Effizienzdiskussion hingewiesen.

## 2 Traditionelle Effizienzanalyse: Produktionskosten

Die traditionelle Effizienzanalyse beschäftigt sich mit den „Produktionskosten“ des Naturschutzes. Unter Produktionskosten werden die Kosten verstanden, die durch die Durchführung der Naturschutzmaßnahmen selbst anfallen. Diese Kosten können durch mit Naturschutzmaßnahmen verbundenen Nutzungsrestriktionen entstehen, zum Beispiel durch Schutzgebietsausweisungen oder Bewirtschaftungsauflagen in der Landwirtschaft (vgl. etwa Hampicke & Roth 2000, Strijker et al. 2000). Produktionskosten können aber auch durch aktive Schutzmaßnahmen wie z. B. Pflegemaßnahmen oder den Bau von Krötentunneln entstehen. Ein wichtiger Aspekt im Hinblick auf die Analyse von Produktionskosteneffizienz besteht darin, dass ein gegebenes Budget für Naturschutzzwecke für ganz unterschiedliche Maßnahmen eingesetzt werden kann. Diesen Aspekt aufgreifend beschäftigen sich die ersten beiden Beiträge des Skripts mit der Frage, wie Ausgleichszahlungen aus der Eingriffsregelung effizient genutzt werden können.

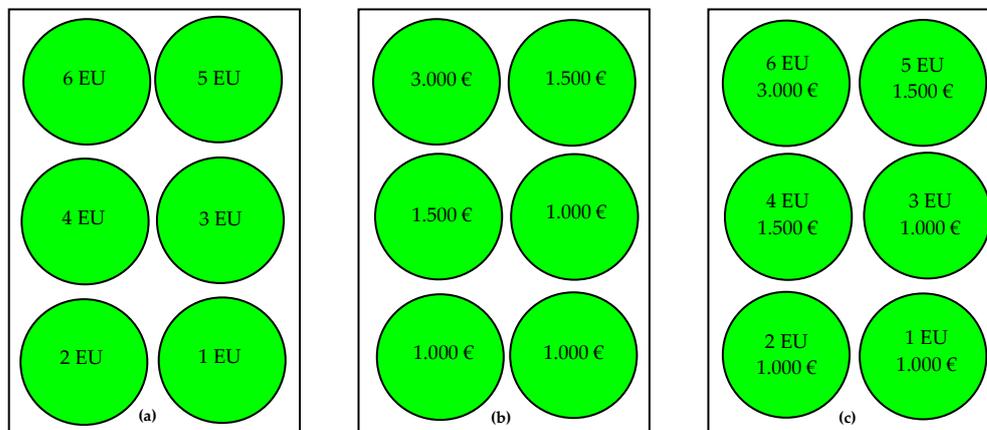
*Birgit Litterski, Ulrich Hampicke und Detlef Czybulka* kritisieren, dass die Mittel aus der Eingriffsregelung oft für die Anlage von Waldstücken verwandt werden, deren naturschutzfachlicher Wert zweifelhaft ist und die darüber hinaus zum Flächenverbrauch in Ballungsgebieten beitragen. Als Alternative sehen sie den Einsatz der Mittel in der Landwirtschaft, da hier oft mit geringem Mitteleinsatz wichtige Naturschutzziele erreicht werden können. Als Beispiel stellen sie mit Ausgleichszahlungen finanzierte Naturschutzmaßnahmen im Landkreis Ostvorpommern vor, bei denen ca. 70 ha landwirtschaftliche Fläche für Kompensationsmaßnahmen in Form von extensiver Bewirtschaftung ackerbaulich genutzter Flächen und extensiver Grünlandwirtschaft für die nächsten zwanzig Jahre zur Verfügung gestellt werden. Durch die Maßnahmen soll insbesondere eine in Deutschland stark gefährdete Segetalgesellschaft geschützt werden.

Im zweiten Beitrag stellen *Thomas Muchow* und *Alexander Becker* ein von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördertes und inzwischen abgeschlossenes Projekt vor. Im Rahmen des Projektes wurde eine Stiftung, die Stiftung Rheinische Kulturlandschaft, gegründet, deren Ziel es ist mit Geldern aus der Eingriffsregelung naturschutzfachlich hochwertige, landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen (im Projektkontext die Anlage von Blühstreifen) zu finanzieren. Muchow und Becker vergleichen die Kosten der Anlage von Blühstreifen mit den Kosten einer häufig angewandten alternativen Ausgleichsmaßnahme, der Anlage von Wald. Bei dem Kostenvergleich werden die Grunderwerbskosten, die Herstellkosten sowie die langfristigen Unterhaltungskosten für Wald den Kosten

für Blühstreifen (Herstellung, Unterhaltung und Grundstücksbereitstellung in Höhe des jährlichen Ertragsausfalls) gegenübergestellt. Hierbei werden unterschiedliche Zeiträume (zwischen 30 und 500 Jahre) berücksichtigt. Die Herstellkosten sind für Blühstreifen deutlich geringer als für Wald, während die Unterhaltungskosten von Wald geringer sind als bei Blühstreifen. Die Grundstücksbereitstellungskosten sind anfänglich bei der Anlage von Wald, bei langfristiger Betrachtung jedoch bei der Anlage von Blühstreifen höher. In allen betrachteten Zeiträumen ergeben sich für Blühstreifen geringere Gesamtkosten als für Wald.

Ein weiterer wichtiger Aspekt der Effizienzanalyse im Hinblick auf Produktionskosten besteht darin, dass sich sowohl der ökologische Nutzen als auch die Kosten einer ganz bestimmten Maßnahme unterscheiden können, und zwar in Abhängigkeit davon, wo und wann sie durchgeführt wird. Um zu verstehen, warum mögliche Unterschiede im Raum und in der Zeit bei der Effizienzanalyse von Produktionskosten eine Rolle spielen, soll das folgende einfache hypothetische Beispiel betrachtet werden. Das Beispiel zeigt auch, dass für die Effizienzanalyse sowohl ökonomisches wie auch ökologisches Wissen benötigt wird. Der Einfachheit halber wird unterstellt, dass Kosten und Nutzen sich nur im Raum unterscheiden.<sup>1</sup>

Das hypothetische Beispiel (Abb. 1a-c) enthält 6 verschiedene Flächen, die sich im Hinblick auf den ökologischen Nutzen (gemessen in ökologischen Einheiten/ Ecological Units, EU) und die Kosten für Naturschutzmaßnahmen (gemessen in €) unterscheiden.



**Abbildungen 1a-c** Räumliche Allokation von Schutzmaßnahmen bei heterogenen Nutzen und Kosten, Abb. 1a (linkes Bild) nur Angabe der Nutzen, Abb. 1b (mittleres Bild) nur Angabe der Kosten und Abb. 1c (rechtes Bild) Angabe von Nutzen und Kosten.

<sup>1</sup> Überlegungen zu effizienten Schutzmaßnahmen über die Zeit können vom Prinzip her in ähnlicher Form erfolgen (vgl. zur effizienten Allokation von Schutzmaßnahmen im Raum z. B. Babcock et al. 1997 sowie Wätzold & Drechsler 2005 und in der Zeit z. B. Costello & Polasky 2004 sowie Drechsler & Wätzold 2007).

In Abb. 1a ist ausschließlich der ökologische Nutzen der Flächen dargestellt. Sollen nun unter den vorhandenen Flächen einige für Naturschutzzwecke ausgewählt werden, so würde man unter der Berücksichtigung der in Abb. 1a vorhandenen Informationen zuerst die Fläche auswählen, die den höchsten ökologischen Nutzen verspricht (die Fläche links oben), dann die Fläche mit dem zweithöchsten Nutzen (die Fläche rechts oben), dann die Fläche mit dem dritthöchsten Nutzen (die Fläche links Mitte), usw.. In Abb. 1b sind hingegen nur die Informationen über die Kosten der Naturschutzmaßnahmen auf den verschiedenen Flächen enthalten. Hätte man nur diese Information, so würde man zuerst die Fläche für Naturschutzzwecke nutzen, bei der das am günstigsten möglich ist (eine der drei Flächen unten rechts), dann die zweitgünstigste Fläche (eine andere der drei Flächen unten rechts), dann die drittgünstigste Fläche (die noch verbleibende Fläche unten rechts) usw..

Wie ein Blick auf Abb. 1c zeigt, ist jedoch sowohl ein Auswahlverfahren, das nur die Kosten berücksichtigt, als auch ein Auswahlverfahren, das nur den Nutzen berücksichtigt, nicht in der Lage, die effiziente Lösung zu bestimmen. Dies ist nur möglich, wenn sowohl die Kosten als auch der ökologische Nutzen der Flächen berücksichtigt werden. Unterstellt man beispielsweise, dass finanzielle Mittel in Höhe von 3.000 € für den Naturschutz zur Verfügung stehen, so enthält die effiziente Flächenauswahl die Fläche rechts oben und die Fläche links Mitte, die insgesamt zu einem ökologischen Nutzen von 9 EU führen. Sowohl das Verfahren, welches nur den ökologischen Nutzen berücksichtigt, als auch das Verfahren, welches nur die Kosten berücksichtigt, führen zu einem suboptimalen Ergebnis (ökol. Verfahren: Auswahl der Fläche links oben führt zu 6 EU; ökonom. Verfahren: Auswahl der drei Flächen unten rechts führt ebenfalls zu 6 EU). Wie kann nun das an dem hypothetischen Beispiel illustrierte Prinzip der Berücksichtigung von räumlichen (und zeitlichen) Heterogenitäten bei Kosten und Nutzen für die konkrete Ausgestaltung von Naturschutzprogrammen fruchtbar gemacht werden?

An diese Frage knüpft der Beitrag von *Karin Johst, Martin Drechsler, Frank Wätzold, Karin Ullrich, Cornelia Ohl* und *Josef Settele* an. Die Autoren stellen ein modellbasiertes ökologisch-ökonomisches Verfahren vor, mit dessen Hilfe die effiziente Ausgestaltung von Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen – wie es sie beispielsweise im Vertragsnaturschutz gibt – bestimmt werden kann, wenn Kosten und ökologischer Nutzen der Maßnahmen im Raum und in der Zeit unterschiedlich sind. Das Verfahren wird am Beispiel eines Schutzkonzeptes für zwei durch die FFH-Richtlinie geschützte Ameisenbläulinge (*Maculinea nausithous* und *M. teleius*) erläutert, es ist aber im Prinzip auch auf andere Arten anwendbar. Das Verfahren bildet die Grundlage für eine softwarebasierte Entscheidungshilfe für Naturschutzmanager, die von den Autoren vorgestellt wird. Abschließend wird diskutiert, welche Herausforderungen auftreten, wenn das Modellierverfahren auf mehrere Arten mit sich zum Teil widersprechenden Habitatanforderungen angewandt werden soll.

Eine besondere Problematik, die aus räumlichen Heterogenitäten entstehen kann, wird in dem Beitrag von *Martin Drechsler, Karin Johst* und *Frank Wätzold* aufgegriffen. Ausgangspunkt des Beitrags ist die Überlegung, dass es aus ökologischen Gründen sinn-

voll sein kann, Artenschutzmaßnahmen in einer bestimmten räumlichen Konfiguration (etwa so, dass Individuen einer Art von einer Fläche zur anderen dispergieren können) durchzuführen. Vor dem Hintergrund des häufig eingesetzten Instruments von Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen auf freiwilliger Basis untersuchen die Autoren, ob Effizienzgewinne durch den Einsatz eines so genannten Agglomerationsbonus entstehen. Ein solcher Bonus würde den Landnutzern nur dann gezahlt, wenn Flächen, die für Artenschutzmaßnahmen zur Verfügung gestellt werden, eine bestimmte räumliche Konfiguration aufweisen. Die Analyse wird in einem ersten Schritt auf einer allgemeinen Ebene in einer Modelllandschaft durchgeführt. Danach wird in einer Fallstudie (Schutz des gefährdeten Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings, *Maculinea teleius*) gezeigt, dass durch einen Agglomerationsbonus unter bestimmten Bedingungen ein besserer Schutz zu erzielen ist als durch raumunabhängige Kompensationszahlungen.

### 3 Erweiterung des Kostenbegriffs um Transaktionskosten

Bei der Durchführung einer naturschutzpolitischen Maßnahme entstehen neben den Produktionskosten auch Transaktionskosten. Unter Transaktionskosten lassen sich alle Kosten zusammenfassen, die notwendig sind, um ein wirtschaftliches oder politisches System betreiben zu können. Hierzu gehören Informations-, Verhandlungs- und Koordinationskosten sowie Kosten der Kontrolle, ob die naturschutzpolitische Maßnahme auch durchgeführt wurde, und gegebenenfalls Kosten von Sanktionsmaßnahmen. Soll eine umfassende Effizienzanalyse einer naturschutzpolitischen Maßnahme durchgeführt werden, ist es notwendig, alle Kosten einschließlich der Transaktionskosten zu berücksichtigen.

Eine solche umfassende Kostenberücksichtigung wird von *Christian Schleyer* in einer Untersuchung der Effizienz regional angepasster Agrarumweltprogramme vorgenommen. Die Untersuchung erfolgt am Beispiel eines im Rahmen eines Forschungsprojektes von regionalen Akteuren entwickelten Agrarumweltprogramms für die Region Prenzlau-West. Gegenüber dem bestehenden Agrarumweltprogramm des Landes Brandenburg lassen sich Vorteile im Hinblick auf die Produktionskosten erwarten, da das Programm zielgerichteter im Hinblick auf die regionalen Erfordernisse formuliert ist. Auch im Hinblick auf die Effizienz von Erfolgskontrolle und Sanktionierung erscheint das regionale Programm von Vorteil, während höhere Informations-, Verhandlungs- und Koordinationskosten zu erwarten sind. Insgesamt ergibt sich also ein heterogenes Bild bezüglich der unterschiedlichen Kostenkategorien, das allgemeine Aussagen über die Effizienzverbesserungspotentiale von regional angepassten Umweltprogrammen nur schwer zulässt.

Während sich die Arbeiten von Muchow und Becker sowie Litterski und Hampicke mit der Frage von Effizienzverbesserungen bei den Produktionskosten im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung beschäftigen, untersucht *Sonja Macke* Potentiale zur Effizienzverbesserung in der Eingriffsregelung insbesondere unter transaktionskostenökonomischen Gesichtspunkten. Sie vergleicht hierbei den klassischen Ausgleich mit Flächen- und Maßnahmenpools. Macke sieht deutliche Effizienzvorteile bei den Pool-

lösungen, u. a. durch Entwicklungen hin zu marktorientierten Transaktionen. Hierbei sollten nicht nur Ämter als Anbieter von Ausgleichsmaßnahmen auftreten, sondern auch Private und Stiftungen, da bei öffentlichen Trägern auf Grund von mangelnder Flexibilität ineffizientes Verhalten zu erwarten ist und die knappe finanzielle Ausstattung vieler Gemeinden zu einem unzureichendem Angebot an Flächen führen kann. Abschließend leitet Macke auf Basis transaktionskostenökonomischer Überlegungen Maßnahmen zur Verbesserung der Effizienz der Eingriffsregel ab.

In dem Aufsatz von *Malte Kersten* wird das Projekt „Weidelandschaft Eidertal“ einer Transaktionskostenanalyse unterzogen. In dem ca. 400 ha umfassenden Projektraum sollen die Stoffeinträge in die Fließgewässer reduziert werden und es soll die Verbesserung potenziell wertvoller Biotope und ihre Vernetzung in Form von Biotopverbundsystemen gefördert werden. Um die Akzeptanz der Landwirte für die freiwillige Einbringung ihrer Flächen in das Projekt zu schaffen, wurden ihnen unterschiedliche Alternativen angeboten (Extensivierungsvertrag, Nutzungsaufgabevertrag oder Flächenverkauf). Kersten schätzt, dass im Verhältnis zu den Gesamtkosten (Transaktionskosten und Flächenkosten) die Transaktionskosten in Abhängigkeit von der gewählten Variante etwa 14 – 18 % ausmachen. Die insgesamt kostengünstigste Vertragsvariante ist der Extensivierungsvertrag. Ein ausschließliches Angebot des Extensivierungsvertrages wäre jedoch nachteilig gewesen, da die Akzeptanz der Flächeneigentümer durch das Angebot weiterer Vertragsvarianten erhöht und damit eine Umsetzung überhaupt erst möglich wurde.

Den Besonderheiten der Effizienzanalyse von Überwachungs- und Sanktionsmaßnahmen widmet sich der Beitrag von *Bernhard Osterburg*. Hierbei greift Osterburg auf zwei Grundkonzepte aus der Ökonomie zurück: (1) dem Ansatz von Gary S. Becker bei dem unterstellt wird, dass Individuen bei Gesetzesbefolgung oder -verletzung einem „rationalen“ Kosten-Nutzen-Kalkül folgen und (2) einem alternativen Ansatz, der die Bedeutung des Vertrauens der Bürger in „gerechte Arrangements“ betont. Diese Ansätze wendet er auf die Analyse ausgewählter Agrarumweltpolitikinstrumente (Ordnungsrecht, Cross Compliance, freiwillige handlungsorientierte Agrarumweltmaßnahmen) an und entwickelt Empfehlungen zur verbesserten Ausgestaltung dieser Instrumente. Zum Beispiel fordert Osterburg bei freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen eine kooperative, partnerschaftliche Vorgehensweise, die sich durch klare und transparente Anforderungen sowie die Stärkung des Bewusstseins für die Relevanz der den Maßnahmen zugrundeliegenden Ziele auszeichnet und weniger durch harte Sanktionen.

## 4 Weiterführende Überlegungen zur Effizienz

Die bisherigen Überlegungen zur Effizienz sind in Anlehnung an die gängige Analyse naturschutzpolitischer Instrumente erfolgt. Sie sollen im Folgenden durch ausgewählte Aspekte erweitert werden.

Die besten Konzepte zur Effizienzverbesserung nützen nichts, wenn Sie nicht umgesetzt werden. Anknüpfend an diese Überlegung untersucht der Beitrag von *Marianne*

*Penker*, wie Effizienzkonzepte erfolgreich in der Verwaltung umgesetzt werden können. *Penker* schlägt den Einsatz von Instrumenten und Verfahren des Controllings in Naturschutzbehörden vor und untersucht am Beispiel des öffentlichen Vertragsnaturschutzes in Österreich, wie Controlling konkret einer ökonomisch effizienten und ökologisch effektiven Naturschutzarbeit dienen kann. Dabei sieht sie durch den Einsatz von Controlling nicht nur die Möglichkeit der Identifizierung, wie knappe Ressourcen für den Naturschutz bestmöglich genutzt werden können, sondern auch, dass limitierende Faktoren für die erfolgreiche Leistungserbringung innerhalb von Verwaltungen und nach außen nachvollziehbar kommuniziert werden können.

Die bisher vorgestellten Beiträge analysieren alle, wie staatliche Eingriffe effizient auszugestalten sind. Welche Rolle der Markt bei der Bereitstellung von Naturschutz spielen kann, wird dabei nicht berücksichtigt. Vergewahrtigt man sich jedoch, dass Naturschutz eng mit der Produktion in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft verbunden ist und dass (zumindest einige) Käufer der Produkte aus diesen Wirtschaftszweigen eine Zahlungsbereitschaft für Naturschutz haben, so stellt sich die Frage, wie diese Zahlungsbereitschaft aktiviert werden kann. Ein wichtiges Element hierbei ist, dass die Konsumenten in der Lage sind, den Beitrag Ihrer Konsumentenscheidung auf den Naturschutz abzuschätzen, was jedoch oft auf Grund hoher Informationskosten nicht möglich ist.

Aufbauend auf dieser Überlegung beschäftigt sich der Beitrag von *Ralf Döring* mit Eco-Labeling als Instrument zur Senkung von Informationskosten. Nach einigen grundlegenden Überlegungen, die sich mit Informationsasymmetrien zwischen Marktteilnehmern, ihren jeweiligen Anreizstrukturen und der Frage, ob Eco-Labeling eher staatlich oder privat organisiert werden soll, beschäftigt, widmet sich der Beitrag der Analyse zweier naturschutzrelevanter Zertifizierungssysteme. Der Marine Stewardship Council dient der Zertifizierung von Wildfischereien. Trotz einiger Kritik, dass die Zertifizierungsanforderungen aus ökologischer Sicht nicht hoch genug sind, zeigen empirische Untersuchungen, dass für einige Fischbestände ein positiver ökologischer Effekt durch Zertifizierung zu beobachten ist. Dieser konnte jedoch in anderen Fällen nicht nachgewiesen werden. Ein positives Urteil wird im Hinblick auf die Zertifizierung im Ökolandbau gefällt. Hier sind nicht nur positive Effekte für den Naturschutz zu beobachten sondern auch eine hohe Akzeptanz des Labels bei den Konsumenten.

Konzepte zur Verbesserung der Effizienz im Naturschutz können nur dann umgesetzt werden, wenn der rechtliche Rahmen dies gestattet. Vor diesem Hintergrund untersuchen *Wolfgang Köck* und *Stefan Möckel* inwieweit die europäische FFH-Richtlinie und die deutsche Gesetzgebung zur Ausweisung von Schutzgebieten und zum Artenschutz Spielräume zur effizienten Politikausgestaltung lassen. Bezüglich der Schutzgebietsausweisungen und des Artenschutzes nach der FFH-Richtlinie ist aus Sicht der Autoren die Entscheidung, Kostengesichtspunkte für die Auswahl der Schutzgebiete nicht heranzuziehen, vor dem Hintergrund der Gefährdungssituation der Biodiversität in Europa gerechtfertigt. Sie sehen jedoch im Einzelnen durchaus Verbesserungsmöglichkeiten im Hinblick auf Effizienz, so erscheinen einige strenge Regeln beim Vogelschutz, die etwa auch einen gewissen Schutzstatus für nicht gefährdete Vögel beinhalten, nicht angemessen.

sen. Das tradierte nationale Recht wird im Gegensatz zum EU-Recht als nicht geeignet eingeschätzt, um den Erhalt der Biodiversität sicherzustellen. Erst die Vorschriften des europäischen Rechts verschaffen dem nationalen Gebiets- und Artenschutz, nach Auffassung der Autoren, die nötige Durchsetzungskraft.

## 5 Politische Aspekte der Effizienzdiskussion

Wie eingangs festgestellt, werden Effizienzüberlegungen in der Naturschutzdiskussion bisher eher wenig berücksichtigt, eine Aufwertung solcher Überlegungen wäre deshalb zu begrüßen. Trotzdem sollte hervorgehoben werden, dass Effizienzgesichtspunkte nur ein Kriterium sind, das die Ausgestaltung von naturschutzpolitischen Instrumenten bestimmen sollte. Andere relevante Kriterien sind zum Beispiel Zielerreichung, Verteilungswirkungen und Partizipationsmöglichkeiten von Stakeholdern.

Unter Zielerreichung ist zu verstehen, dass eine Maßnahme das gewünschte Naturschutzziel auch erreicht. Die Bedeutung dieses Kriteriums für die Naturschutzpolitik ist offensichtlich, ohne seine Erfüllung ist der Naturschutz nicht erfolgreich. Die Kriterien der Effizienz und der Zielerreichung stehen nicht im Widerspruch zueinander, sondern können als sich ergänzend betrachtet werden. Werden die vorhandenen Gelder für den Naturschutz effizient ausgegeben, d.h. so, dass ein möglichst hohes Naturschutzniveau erreicht wird, bedeutet dies zwar noch nicht, dass Naturschutzziele auch zu 100 % erreicht werden. Im Vergleich zu einer ineffizienten Situation wird jedoch mit den vorhandenen Mitteln ein höheres Naturschutzniveau erreicht.

Das Kriterium der Verteilungswirkung berücksichtigt die Verteilung der mit einer Naturschutzmaßnahme einhergehenden Kosten und des mit der Maßnahme verbundenen Nutzen innerhalb der Bevölkerung und das Kriterium der Partizipationsmöglichkeit, inwieweit alle von einer Naturschutzmaßnahme betroffenen Stakeholder bei der Ausgestaltung der Maßnahme beteiligt sind. Beide Kriterien müssen zwar nicht zum Effizienzkriterium im Widerspruch stehen, sie können es aber. So ist es denkbar, dass eine naturschutzpolitische Maßnahme zwar effizient ist, die mit ihr verbundenen Kosten werden jedoch insbesondere von ärmeren Teilen der Bevölkerung getragen. Hingegen ist eventuell eine andere – weniger effiziente – Maßnahme unter Verteilungsaspekten günstiger zu bewerten. Hier ist dann in einer politischen Entscheidung zwischen den beiden Kriterien Effizienz und Verteilungswirkung abzuwägen.<sup>2</sup> Ähnliches gilt für das Kriterium der Partizipation. Ein hohes Maß an Partizipation kann ineffizient sein und es muss dann zwischen den Kriterien abgewogen werden.

Abschließend soll vor möglichen beabsichtigten oder unbeabsichtigten Missverständnissen im Hinblick auf Effizienzüberlegungen gewarnt werden. Umgangssprachlich wird oft auch von Effizienzverbesserungen gesprochen, wenn lediglich von

---

<sup>2</sup> Hierbei ist jedoch sicher zu stellen, dass alle beteiligten Interessen adäquat repräsentiert sind. So kritisieren z.B. Ahrens et al. (2000), dass bei der Ausgestaltung von Agrarumweltprogrammen die Einkommensinteressen der Landwirte gegenüber den Umweltinteressen dominieren.

Kostensenkungen oder geringeren finanziellen Mitteln für den Naturschutz die Rede ist. Eine Gleichsetzung der Bedeutung von Effizienzverbesserungen und Mittelkürzungen im Naturschutz ist jedoch schlichtweg falsch. Damit der Effizienzgedanke im Naturschutz nicht missbraucht wird, ist es umso wichtiger, dass er in der Naturschutzdiskussion aufgegriffen und das Effizienzkonzept im Sinne des Naturschutzes genutzt wird.

## Literatur

- Ahrens, H., Lippert, C. & Rittershofer, M. (2000) Überlegungen zu Umwelt- und Einkommenswirkungen von Agrarumweltprogrammen nach VO (EWG) Nr. 2078/92 in der Landwirtschaft. *Agrarwirtschaft* 49 (2), S. 99-104.
- Babcock, B.A., Lakshminarayan, P.G., Wu, J. & Zilberman, D. (1997) Targeting Tools for the Purchase of Environmental Amenities. *Land Economics* 73 (3), S. 325-339.
- Birner, R. & Wittmer, H. (2004) On the efficient boundaries of the State - The contribution of transaction costs economics to the analysis of decentralisation and devolution in Natural Resource Management. *Environment and Planning C: Government and Policy* 22 (5), S. 667-685.
- Costello, C. & Polasky, A. (2004) Dynamic reserve site selection. *Resource and Energy Economics* 26, S. 157-174.
- Drechsler, M. & Wätzold, F. (2007) The optimal dynamic allocation of conservation funds under financial uncertainty. *Ecological Economics* 61 (2-3), S. 255-266.
- Gusbin, D., Klaassen, G. & Kouvaritakis, K. (1999) Costs of a ceiling on Kyoto flexibility. *Energy Policy* 27, S. 833-844.
- Hampicke, U. & Roth, D. (2000) Costs of land use for conservation in Central Europe and future agricultural policy. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 1 (1), S. 95-108.
- Stratmann, U. & Osterburg, B. (2002) Die regionale Agrarumweltpolitik in Deutschland unter dem Einfluss der Förderangebote der Europäischen Union. *Agrarwirtschaft* 5, S. 259 - 279.
- Strijker, D., Sijtsma, F.J. & Wiersma, D. (2000) Evaluation of Nature Conservation. An Application to the Dutch Ecological Network. *Environmental and Resource Economics* 16, S. 363-378.
- Wätzold, F. & Drechsler, M. (2005) Spatially Uniform versus Spatially Heterogeneous Compensation Payments for Biodiversity-enhancing Land-use measures. *Environmental and Resource Economics* 31, S. 73-93.
- Wätzold, F. & Schwerdtner, K. (2005) Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European conservation policy. *Biological Conservation* 123, S. 327-338.
- Wätzold, F., Drechsler, M., Johst, K., Bergmann, H. & Settele, J. (2007) Ein modellbasiertes Verfahren zur Entwicklung ökonomisch effizienter Kompensationszahlungen für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten. *Natur und Landschaft* 4/82, S. 137-142.



# Produktionsintegrierte Kompensationsmaßnahmen

Rechtliche Möglichkeiten, Akzeptanz,  
Effizienz und naturschutzgerechte Nutzung

Birgit Litterski, Ulrich Hampicke & Detlef Czybulka

## 1 Einleitung

Produktionsintegrierte Kompensationsmaßnahmen können unserer Ansicht nach sehr effiziente Maßnahmen im Naturschutz darstellen. Im vorliegenden Beitrag wird zunächst ein kurzer Überblick über das Kompensationswesen im deutschen Recht gegeben (Kapitel 2). Anschließend werden die Gründe diskutiert, die dafür sprechen, Kompensationen in stärkerem Maße in die landwirtschaftliche Produktion zu integrieren (Kapitel 3). Im Kapitel 4 wird ausführlich auf eines der wenigen Praxisbeispiele eingegangen, die bereits in die Tat umgesetzt werden. Der Ausblick (Kapitel 5) enthält eine Vorschau auf ein Forschungsprojekt, in welchem in den kommenden Jahren die naturschutzfachlichen, rechtlichen und ökonomischen Aspekte produktionsintegrierter Kompensationsmaßnahmen analysiert werden.

## 2 Das Kompensationswesen im deutschen Recht

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) verlangt in den § 18 ff., dass unvermeidbare Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege vorrangig auszugleichen (Ausgleichsmaßnahmen) oder in sonstiger Weise zu kompensieren (Ersatzmaßnahmen) sind (vgl. Czybulka 2002, Czybulka & Rodi 1996). Die Länder können hierzu weitergehende Regelungen erlassen. Die Eingriffsregelung des BNatSchG ist also bislang als Rahmenvorschrift für die Landesgesetzgebung ausgestaltet. Künftig wird es darauf ankommen, inwieweit die Eingriffs- und Ausgleichsregelung zu den abweichungsfesten Grundsätzen des Naturschutzes und damit zum Kernbestand der konkurrierenden Gesetzgebung des Bundes zählt. Nach § 19 Abs. 2 und 4 BNatSchG gilt:

- Unvermeidbare Folgen von Eingriffen sind so auszugleichen, dass die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts wieder hergestellt werden und das Landschaftsbild landschaftsgerecht wiederhergestellt oder neu gestaltet wird (Ausgleichsmaßnahmen).

- Ist der Eingriff nicht in dem erforderlichen Maße ausgleichbar, so hat der Verursacher die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in gleichwertiger Weise zu ersetzen oder das Landschaftsbild landschaftsgerecht neu zu gestalten (Ersatzmaßnahmen).
- Zum Ausgleich oder Ersatz gehört auch die Pflege und Überwachung von Biotopen, u. U. auch langfristig. Hier stellt sich die Frage einer Kapitalisierung dieser Maßnahmen, die wiederum als Einmalzahlung oder in Annuitäten erfolgen kann.
- Bei zuzulassenden Eingriffen können die Naturschutzgesetze der Länder für nicht ausgleichbare oder nicht in sonstiger Weise kompensierbare Beeinträchtigungen Ersatzzahlungen vorsehen. Im Falle einer Beschädigung des Netzes Natura 2000 ist dies nicht zulässig (vgl. Art. 6 Abs. 4 FFH-RL, § 34 Abs. 5 BNatSchG).

Einzelne Naturschutzgesetze der Länder ermöglichen bereits heute eine verstärkte Berücksichtigung produktionsintegrierter Maßnahmen. So eröffnet das Landschaftsgesetz Nordrhein-Westfalen (LG NW) in § 4 Abs. 4 Satz 3 die Einbeziehung naturschutzorientierter Leistungen der Landwirtschaft: „Zum Ausgleich der Beeinträchtigungen des Naturhaushalts kommen auch Maßnahmen einer naturverträglichen Bodennutzung in Betracht, die der dauerhaften Verbesserung des Biotop- und Artenschutzes dienen“ (§ 4 Abs. 4 LG NW).

Nach § 14 Abs. 4 Satz 3 des Hessischen Naturschutzgesetzes (HNatG) soll Kompensationsmaßnahmen, die keine zusätzliche Flächeninanspruchnahme bewirken, der Vorrang gegeben werden. Vielfach werden gegenwärtig Ökokonten, Ökoflächenkataster sowie Maßnahmen- und Flächenpools als neuartige Werkzeuge der Eingriffsregelung vorgesehen.

Die Autoren bzw. Herausgeber der Hinweise zur Eingriffsregelung in Mecklenburg-Vorpommern sprechen sich explizit für einen funktionsbezogenen Ausgleich bei „Zielbiotoptypen“ des Naturschutzes aus. „Sind die beeinträchtigten Biotope dagegen nicht „Zielbiotoptypen“ des Naturschutzes (z.B. intensiv genutzte Äcker, Intensivgrünländer usw.), sollten bislang intensiv genutzte Flächen extensiviert werden.“ (LUNG 1999, 17f.). Leider sind diese Hinweise, die die Verwaltungspraxis steuern sollen, nicht rechtsverbindlich und Praxisbeispiele extensiver Ackernutzung äußerst selten. Die Länderregelung empfiehlt darüber hinaus, dass landwirtschaftliche Grenzertragsböden aufgrund ihrer natürlichen Standortbedingungen in Bezug auf Wasser, Boden und Nährstoffe bevorzugt für Kompensationsmaßnahmen vorzusehen sind.“ (LUNG 1999,113).

### **3 Argumente für produktionsintegrierte Kompensationsmaßnahmen**

Der kurze Überblick im Kapitel 2 zeigt, dass es bisher nur sehr wenige Ansätze gibt, Kompensationen in die landwirtschaftliche Produktion zu integrieren. Der Standard-Verlauf bei einem kompensationspflichtigen Eingriff besteht vielmehr darin, dass ein Flächenstück beschafft wird, um darin einen nicht genutzten Biotop anzulegen, etwa ein

Gehölz, was dann mehr oder weniger sich selbst überlassen bleibt. Dieses Verfahren besitzt mehrere Nachteile:

- Derzeit betrifft der Flächenverbrauch durch Siedlung und Verkehr mehrheitlich landwirtschaftliche Flächen. Auf diese Weise gehen in der Bundesrepublik Deutschland täglich rund 100 ha verloren. Die naturschutzrechtlich erforderliche Kompensation erfolgt ebenfalls vorwiegend auf landwirtschaftlichen Flächen. Dieser doppelte Flächenabzug senkt insbesondere in ballungsraumnahen Gebieten, in denen schon Flächenknappheit besteht, die Akzeptanz der gesamten Eingriffs- und Ausgleichsregelung auf Seiten der Landwirtschaft.
- Mit Recht wird beklagt, dass insbesondere Ausgleichszahlungen nicht immer sachgerecht eingesetzt werden. Gemeinden finden zuweilen für erhebliche finanzielle Ressourcen aus Ausgleichszahlungen keine lohnenden Verwendungen. Dies erstaunt nicht, wenn es in der genutzten Landschaft immer schwieriger wird, naturschutzfachlich geeignete Flächen hierfür zu finden. Ein Grund für die Schärfe des Problems liegt genau darin, dass bislang fast ausschließlich ungenutzte Landschaftsstrukturen und Biotope in Erwägung gezogen wurden, die bei einem hohen Nutzungsgrad der Landschaft besonders knapp sind. Eine stärkere Integration von Kompensationsmaßnahmen in landwirtschaftliche Betriebe und Produktionssysteme ist auch aus diesem Grund dringend erforderlich.
- Die beschlossene Kürzung der im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik zur Verfügung gestellten Mittel der zweiten Säule für die Entwicklung des ländlichen Raumes wird sich in Natur und Landschaft auswirken. Ein Ausgleich über die obligatorische Modulation aus der ersten Säule wird bei weitem nicht erreicht. Auch die zusätzlich von der EU eingeräumte Möglichkeit einer freiwilligen nationalen Modulation (in Höhe einer Umschichtung von bis zu 20 % der Mittel in der ersten Säule durch deren Transfer in die zweite Säule) wird nach derzeitiger Sachlage in Deutschland nicht wahrgenommen werden. Deshalb liegt es nahe, für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen zur Verfügung stehende Mittel zum Schutz der Arten und Lebensräume der Agrarlandschaft einzusetzen und dadurch einen gewissen Ausgleich zur Kürzung im gemeinschaftsrechtlichen Bereich zu erreichen.
- Auch ökologisch-fachliche Gründe sprechen stark dafür, Kompensationsmaßnahmen in die landwirtschaftliche Produktion zu integrieren. Es ist unumstritten, dass die mitteleuropäische Kulturlandschaft mit dem ihr eigenen Artenreichtum durch eine Jahrhunderte lange Nutzung geprägt (gewesen) ist. Sie ist gekennzeichnet durch einen mit hoher Biodiversität verbundenen kleinräumigen Wechsel unterschiedlich genutzter Bestandteile der Landschaft mit wichtigen ökologischen und gesellschaftlichen Funktionen. Die standortspezifische und nutzungsbedingte Biodiversität ist jedoch überwiegend durch intensive landwirtschaftliche Produktion stark zurückgedrängt oder verschwunden, auch werden angrenzende Biotope in Mitleidenschaft gezogen. Der Rückgang betrifft in flächendeckender Weise insbesondere Arten ertragsschwacher Äcker (vgl. Hampicke et al. 2005). Es ist unumstritten, dass zum Schutz von zahlrei-

chen Elementen und Lebensraumtypen der Kulturlandschaft eine Bewirtschaftung erforderlich ist.

- Neben der Artenvielfalt ist auch die Bewahrung des Offenlandschafts-Charakters relevant. Für größere zusammenhängende Entwicklungskonzepte und Biotopverbundsysteme ist es sinnvoll, landwirtschaftlich genutzte Flächen zu integrieren. Dies entspricht auch dem vorzugswürdigen Ansatz des „Kombinationsmodells“, wonach zur Erhaltung der Biodiversität auch integrative Ansätze des Naturschutzes innerhalb von landwirtschaftlich geprägten Landschaften erforderlich sind. Dieser Ansatz erleichtert zugleich den von den Ländern zu schaffenden Biotopverbund auf mindestens 10 % der Landesfläche (vgl. § 3 BNatSchG). Bei den dafür geeigneten Maßnahmen sind langfristige Vereinbarungen ausdrücklich im Gesetz genannt.
- Auch die von der Bundesrepublik Deutschland unterzeichnete Biodiversitäts-Konvention ist hier zu nennen. Die „Global Strategy of Plant Conservation“ (GSPC) verlangt, die Bewirtschaftung von mindestens 30 % der Produktionsflächen in einer zur Biodiversitäts-Konvention konformen Art und Weise durchzuführen (Secretariat of the Convention on Biological Diversity o.J., S. 7).

Effektiver Naturschutz in einem so dicht besiedelten Land wie Deutschland muss also Nutzflächen einbeziehen. Auch ist zu erkennen, dass eine Umstellung der gängigen Bewirtschaftungspraxis sehr effizient sein kann. Unter ökonomischer Effizienz lässt sich in Abhängigkeit von der Fragestellung entweder verstehen, dass ein Naturschutzziel zu möglichst geringen Kosten erreicht wird oder dass ein gegebenes Budget zu einem möglichst hohen Schutzniveau führt. Infolge der kurzen Periode der industriellen Nutzung in der Landwirtschaft und durch das noch relativ hohe Potential zumindest in gewissen Regionen kann sich bei Umstellung der Bewirtschaftung die standortspezifische Biodiversität wieder einstellen. Wie unsere vorangegangenen Untersuchungen zeigten, treten bei einer naturschutzgerechten Nutzung von Ackerflächen vergleichsweise geringe Kosten auf (vgl. unten, Kapitel 4.3 sowie ausführlich Hampicke et al. 2004, Hampicke et al. 2005).

Sowohl naturschutzfachliche Anforderungen als auch die Prinzipien einer effektiven Verwendung öffentlicher Mittel sprechen somit dafür, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen sowie Ersatzzahlungen auch genutzten Biotopen, insbesondere landwirtschaftlichen Flächen, zuzuführen. Kompensationsmaßnahmen dieser Art eröffnen die Möglichkeit der Weiterbewirtschaftung ertragsschwacher landwirtschaftlicher Flächen, die über einen besonders hohen Naturschutzwert verfügen, jedoch, künftig sogar verstärkt, der Gefahr der Bewirtschaftungsaufgabe unterliegen.

Es besteht ferner auch ein erhebliches Interesse aus landwirtschaftlicher Sicht, genutzte Flächen Kompensationsmaßnahmen zugänglich zu machen. Die Lenkung der Maßnahmen auf Nutzflächen kann bewirken, dass die betreffenden Flächen überhaupt in landwirtschaftlicher Nutzung und im Eigentum bzw. in der Pacht von Landwirten verbleiben. Sie verhindert, dass zu Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen gegriffen wird, die den Interessen der Landwirtschaft zuwiderlaufen und darüber hinaus weder aus

naturschutzfachlichen noch aus ökonomischen Gründen überzeugen, wie etwa die Aufforstung an ungeeigneten Stellen.

## 4 Vorstellung des Flächenpools Kühlenhagen

### 4.1 Das Objekt

Wir berichten nun detailliert über eine unlängst beschlossene produktionsintegrierte Kompensationsmaßnahme, die in den kommenden 20 Jahren durchgeführt und hinsichtlich ihrer Wirkungen dokumentiert werden wird.

Die Maßnahmeflächen liegen nahe der Ortschaft Kühlenhagen, im Landkreis Ostvorpommern, etwa 20 km östlich von Greifswald (MTB 1947, ca. 54°02"N, 13°38"E). Dort stehen insgesamt ca. 70 ha für Kompensationsmaßnahmen zur Verfügung, vorrangig ackerbaulich genutzte Flächen. Angrenzend an das FFH-Gebiet „Prägelbach“ befinden sich derzeit landwirtschaftlich genutzte Flächen mit mehrjährigen selbstbegrüntem Ackerbrachen, Flächen mit konventionellem Anbau von Feldfrüchten und Flächen mit Grünland bzw. Brachen mit Einsaat. Außerdem grenzen weitere, ohne die Maßnahme im konventionellen Ackerbau bewirtschaftete Flächen an ein Stillgewässer.

Im Rahmen einer Maßnahme des Landschaftspflegerischen Begleitplanes, mit deren Umsetzung im Herbst 2006 begonnen wurde, ist die dauerhafte extensive Bewirtschaftung ackerbaulich genutzter Flächen unter Einbeziehung von Stilllegungsphasen und verschiedenen Bodennutzungssystemen vorgesehen. Im Rahmen dieser Maßnahme wurde ein Konzept zur Bewirtschaftung und die Durchführung eines langfristigen Monitorings für die Ackerwildflora (insbesondere Segetalvegetation) und -fauna sowie für ein Monitoring landwirtschaftlicher Parameter (Nährstoffhaushalt, pH-Wert) erarbeitet. Die Bewirtschaftung der Flächen wird erfasst und auf der Grundlage der Ergebnisse des Monitorings fortlaufend optimiert.

Im Rahmen einer weiteren Maßnahme erfolgt die Einführung einer extensiven Grünlandwirtschaft. Dabei soll auf Düngung verzichtet werden und der Entzug von Nährstoffen durch jährliche Mahd und Abtransport des Mähgutes gewährleistet werden.

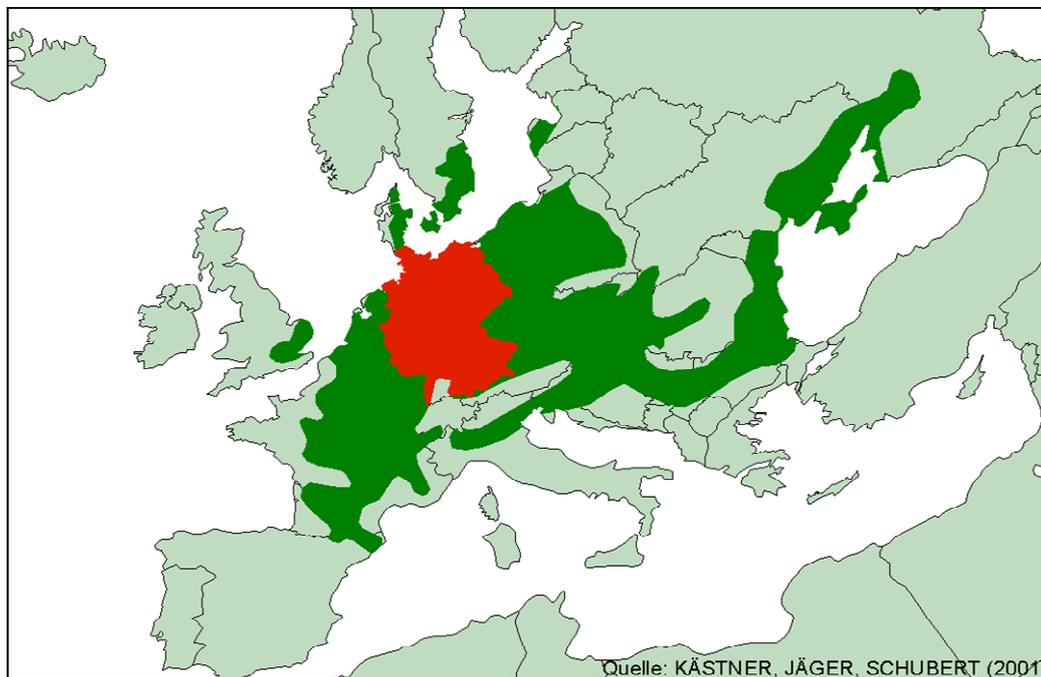
Die Neuartigkeit des Ansatzes besteht in der flächigen Einbeziehung des Naturschutzsegments extensiv bewirtschafteter Ackerflächen in Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen.

Wie erwähnt, erfolgt die Durchführung der Maßnahmen von 2006 bis 2025 mit dem Ziel der Entwicklung einer reich differenzierten Kulturlandschaft mit Biotopen des trockenen Offenlandes. Insbesondere soll zur Erhaltung einer in Deutschland stark gefährdeten Segetalgesellschaft (Sandmohn-Gesellschaft, vgl. Tabelle 1) und der entsprechenden floristischen und faunistischen Artenvielfalt beigetragen werden (vgl. Hampicke et al. 2005). Für den Erhalt einiger Arten dieser Gesellschaft besitzt Deutschland eine hohe globale Verantwortlichkeit, weil sich ein großer Teil des Areals im Gebiet befindet. Zu diesen Arten zählen beispielsweise *Arnoseris minima* und *Veronica triphyllos* (vgl. Abbildung 1).

**Tabelle 1** Charakteristische, im Gebiet auftretende Ackerwildkräuter der Sandmohn-Gesellschaft (Quelle: Hampicke et al. 2004).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Gefährdung (Rote Liste)
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Acker-Schmalwand	-
<i>Crepis tectorum</i>	Dach-Pippau	BW, BY, NI 3 (gefährdet)
<i>Erodium cicutarium</i>	Gewöhl. Reiherschnabel	-
<i>Myosotis stricta</i>	Sand-Vergissmeinnicht	BW, SL 3
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	BW 3
<i>Rumex acetosella</i>	Kleiner Sauerampfer	-
<i>Scleranthus annuus</i>	Einjähriger Knäuel	-
<i>Spergula arvensis</i>	Acker-Spark	-
<i>Trifolium arvense</i>	Hasen-Klee	-
<i>Veronica triphyllos</i>	Dreiteiliger Ehrenpreis	BW, NI, NW, SN, SH 3

BW: Baden-Württemberg, BY: Bayern, NI: Niedersachsen mit Bremen, NW: Nordrhein-Westfalen, SL: Sachsen-Anhalt, SN: Sachsen



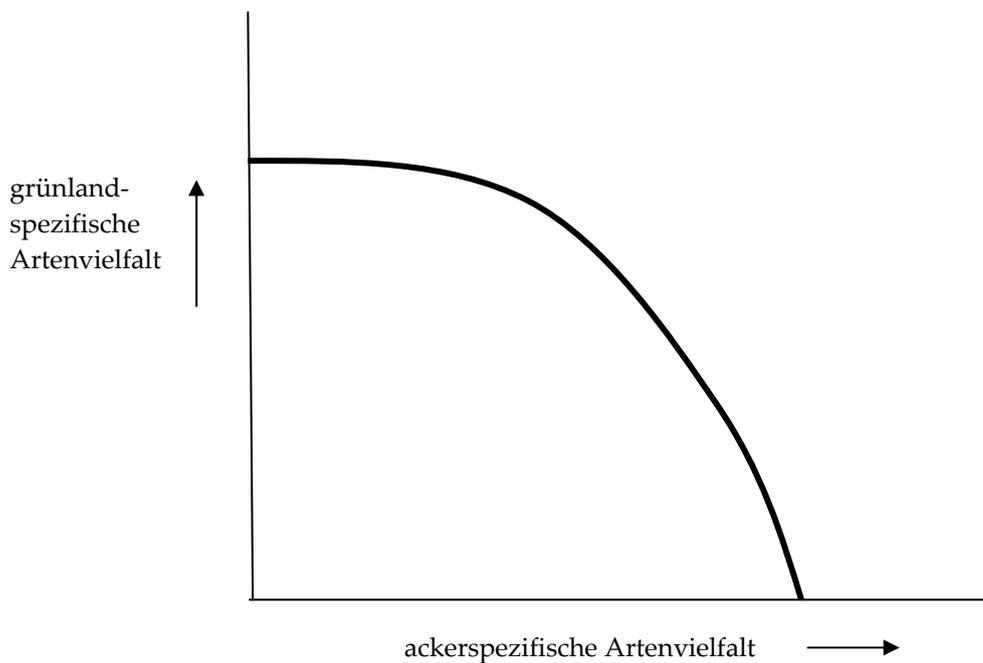
**Abbildung 1** Der Anteil Deutschlands am Gesamtareal von *Veronica triphyllos* beträgt 18 % (Digitale Bearbeitung: A. Adler).

## 4.2 Ökonomische Sicht

Im Folgenden seien die Vorhaben unter ökonomischen Gesichtspunkten betrachtet, wobei die Produktion und Effizienz naturschutzgerechter Landnutzung im Mittelpunkt stehen. Es sei als Produktionsziel der Erhalt der Kulturlandschaft mit der spezifischen Biodiversität und unter Berücksichtigung eines maximalen Schutzes von abiotischen Ressourcen formuliert.

Dieses Ziel soll über eine möglichst effiziente naturschutzgerechte Acker- und Grünlandnutzung realisiert werden. Begrenzender Faktor ist die zur Verfügung stehende Fläche. Die Frage ist, wie diese begrenzte Fläche optimal auf die beiden Nutzungen verteilt wird.

Zur graphischen Darstellung des Problems sei die Transformationskurve (Abb. 2) gewählt. Hier messen die Achsen die mit Hilfe des knappen Flächenbestandes erzeugbaren Umfänge von ackerspezifischer und grünlandspezifischer Artenvielfalt. Möglicherweise in beiden Nutzungen auftretende Arten seien hier nicht berücksichtigt. Werden alle Flächen als Grünland bewirtschaftet, entfällt die ackerspezifische Artenvielfalt in der gegebenen Fläche. Es wird die maximal mögliche Artenvielfalt im Grünland erreicht, weil auf einer größeren Fläche durch gewöhnlich auftretende Standortsunterschiede oder unterschiedliche Vorgeschichte der Flächen mehr Arten auftreten. Dasselbe gilt natürlich umgekehrt, wenn alle Flächen in Ackernutzung sind.



**Abbildung 2** Transformationskurve für acker- und grünlandspezifische Artenvielfalt.

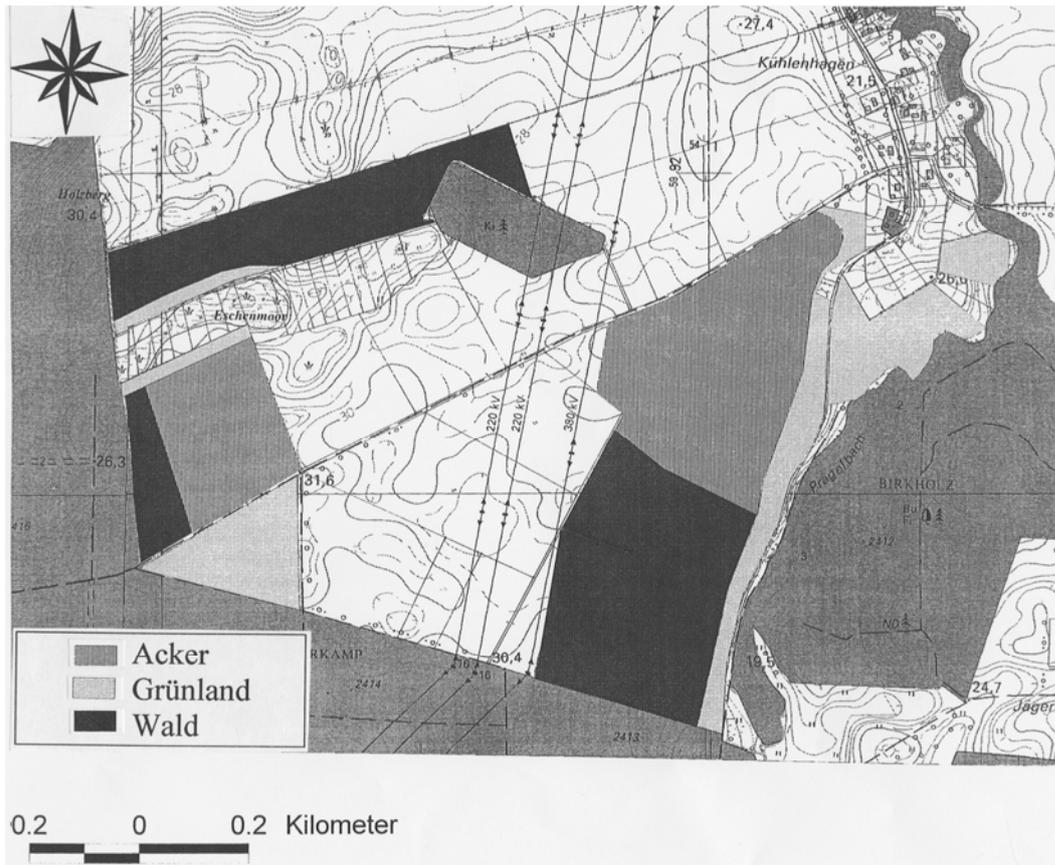
In jedem Punkt auf der Transformationskurve wird effizient Artenvielfalt „produziert“ - als Naturschützer müssen wir uns nur noch entscheiden, welche Nutzung wir im Gebiet als besonders knapp ansehen und wie wir daher die Anteile der Nutzungen an der knappen Fläche entsprechend verteilen wollen. In der Regel spricht viel für den mittleren Bereich der Kurve, sofern es die abiotischen Faktoren und andere Gesichtspunkte zulassen. Alle Punkte innerhalb des „Production Possibility Set“ unterhalb der Transformationskurve bedeuten, dass die verfügbare Fläche im Hinblick auf Naturschutzziele ineffizient genutzt wird. Punkte oberhalb der Transformationskurve sind nicht erreichbar, weil der Faktorbestand zu gering ist. Oftmals verfügt gerade der Naturschutz über zu geringe Flächen, womit wir auch wieder den Bogen zum eingangs geschilderten Flächenverbrauch spannen möchten.

Diese Effizienz-Betrachtungen sind in die konkrete Planung in der Landschaft eingeflossen. Die Grobplanung stammt aus dem Jahre 2003 und teilt die verfügbare Fläche in 8,5 ha Grünland und 23,5 ha Ackerland. Zu diesem Zeitpunkt wurden viele Flächen im Gebiet als mehrjährige, seit mehr als 10 Jahren stillgelegte Ackerbrachen mit Einsaat grünlandähnlich bewirtschaftet, so dass Grünland nicht knapp war. Dies änderte sich 2005/2006 mit dem Umbruch zahlreicher Flächen. Zudem sprachen der Schutz vor Erosionen und andere Gründe für etwas größere Grünlandbereiche an Hängen und Gewässer-rändern. Bei der Detailplanung im Jahr 2006 wurden daher die Grünlandanteile etwas erhöht.

Im Gebiet erfolgen zudem Aufforstungen und Entwicklungen von Wald durch Sukzession, die Gegenstand anderer Maßnahmen sind, aber bei der Planung der Hauptnutzungen auf den verfügbaren Flächen berücksichtigt werden mussten.

Die Verteilung der Hauptnutzungsarten ist auf der Karte (Abbildung 3) dargestellt. Als extensives Grünland werden die noch im Gebiet vorhandenen mehrjährigen Ackerbrachen, zum Teil mit Einsaat, zum Teil selbst begrünt, weiter bewirtschaftet. Zudem werden Hangbereiche und Flächen am Stillgewässer als extensives Grünland bewirtschaftet. Insgesamt werden damit ca. 12 ha der verfügbaren Fläche zukünftig als Grünland bewirtschaftet.

Für die Ackernutzung wurden zwei größere Flächen ausgewählt, wobei insbesondere die reliefarme sandige Fläche (13,3 ha Ackerfläche) nahe der Ortschaft sehr geeignet erscheint. Die andere Teilfläche (6,7 ha Ackerfläche) ist reliefreicher, weshalb ein besonders stark geneigter Teilbereich zur Entwicklung als Waldfläche vorgesehen wurde.



**Abbildung 3** Übersicht über die Hauptnutzungsarten (Digitale Bearbeitung: J. Holzhausen).

#### 4.3 Die extensiv genutzten Ackerflächen

Detaillierter betrachtet seien im Folgenden die beiden ackerbaulich genutzten Flächen und die geplanten Bodennutzungssysteme. Wie schon erwähnt, besteht das Naturschutz-Produktionsziel im dauerhaften Erhalt der standortspezifischen Biodiversität ertragschwacher Äcker. Dieses Ziel soll über verschiedene extensive Bodennutzungssysteme realisiert werden, wobei die Bewirtschaftungskosten minimiert werden sollen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht sind der Anbau von Winterroggen und kurzzeitige Brachen besonders gut zum Erhalt der Zielarten geeignet (vgl. Litterski et al. 2003, Litterski et al. 2006). Voraussetzung für das Auftreten von Ackerwildpflanzen ist eine regelmäßige Bodenbearbeitung sowie die Ernte der Kulturpflanzen. Uns ist ein Beispiel aus dem Vertragsnaturschutz bekannt, wo der Landwirt den Getreide-Bestand nicht erntete, sondern unterpflügte. Die naturschutzfachlichen Ziele lassen sich so nicht dauerhaft realisieren.

Das Kompensationsprojekt profitiert sehr stark davon, dass in den Jahren 2000 bis 2004 auf angrenzenden Flächen ein vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördertes Projekt „EASE“ zum naturschutzgerechten Ackerbau auf ertragsschwachen

Standorten durchgeführt wurde (Gesamtdokumentation in Hampicke et al. 2005). Wenn auch wesentlich kurzfristiger, konnten hier doch schon Grundlagen erarbeitet werden.

Die Tabelle 2 enthält die als „Verfahrensleistung“ definierten Wirtschaftserfolge extensiven und intensiven Winterroggenanbaus in diesem Projekt. In der Vollkostenkalkulation werden vom Markterlös alle direkt zurechenbaren variablen und fixen Kosten abgezogen. Es ergibt sich die jeweilige Konkurrenzfähigkeit der Verfahren bei Unterstellung gleicher Bodennutzungs- und Gemeinkosten sowie gleicher Förderung. Zur Laufzeit des Projektes EASE lag die Verfahrensleistung des integrierten Roggenanbaus mit rund +50 Euro pro Hektar und Jahr um etwa 200 Euro pro Hektar und Jahr über der des extensiven Anbaus mit rund -150 Euro pro Hektar und Jahr. Der Naturschutz kostet nach diesen Zahlen rein technisch etwa 150 Euro pro Hektar und Jahr und unter Hinzurechnung der Opportunitätskosten (Verdrängung des Intensivanbaus) etwa 200 Euro pro Hektar und Jahr. Wie in der Literatur zu EASE ausführlich dokumentiert, ist dies im Vergleich zu den Landschaftspflegekosten bei Verfahren mit Tierhaltung sehr gering.

**Tabelle 2** Verfahrensleistungen extensiven und intensiven Winterroggenanbaus im Projekt EASE.

	extensiver Winterroggenanbau b)	standortgemäßer integrierter Winterroggenanbau c)
Markterlös a)	142,37	609,00
Variable Kosten	101,85	335,95
Verfahrens-Fixkosten d)	184,94	219,50
Verfahrenskosten	286,79	555,45
<b>Verfahrensleistung</b>	<b>-144,42</b>	<b>53,55</b>

a) Alle Zahlen in Euro pro Hektar und Jahr.

b) Mittelwert aus 2002 und 2003.

c) Mittelwert aus 2001 bis 2003.

d) einschließlich Arbeitserledigung.

Unter Berücksichtigung der nicht unerheblichen Preisänderungen seither werden die künftigen Kompensationsmaßnahmen in gleicher Weise ökonomisch erfasst. Ein steigender Roggenpreis senkt ceteris paribus die technischen Kosten, erhöht jedoch die Opportunitätskosten. Die letzteren sind im Übrigen auf sehr armen Standorten, die keinen integrierten Anbau zulassen, gegenstandslos. Weitere Kostensenkungen ergeben sich aus der periodischen Einschaltung von Brachen, die nach zerstreuten Praxisberichten mit etwa -50 Euro pro Hektar und Jahr zu kalkulieren sind.

Im EASE-Projekt war nicht allein extensiver Roggenanbau vertreten, vielmehr wurde auch mit traditionellen Fruchtfolgen unter Einschaltung heute selten gewordener Kulturpflanzen experimentiert. Wie die Tabelle 3 zeigt, werden diese auch im künftigen Kompensationsprojekt berücksichtigt. Die längere Laufzeit von 20 Jahren wird in viel höherem Grade als bei EASE Effekte für Fruchtfolgewirkungen, Bodenfruchtbarkeit, Bekämpfung von Problemunkräutern wie Quecke und anderes mehr erkennen lassen.

Sowohl naturschutzfachliche als auch ökonomische Kriterien wurden bei der Auswahl der Bodennutzungssysteme berücksichtigt. Die Bodennutzungssysteme sind so aufgebaut, dass eine hohe Struktur- und Habitatvielfalt in der Offenlandschaft entwickelt wird. Es wechseln Winter- und Sommerkulturen. Ein- und mehrjährige Stilllegungsphasen sind ebenso wie überwinternde Stoppelbrachen und überwinternde Kulturen (Kleegras) berücksichtigt.

**Tabelle 3** Geplante Bodennutzungssysteme.

1	Winterroggen (WiR)-Sommerung-Winterroggen/Untersaat (WiR/US)-Rotschwingel (Rotschw) Erläuterung: Sommerung z. B. Landsberger Gemenge (LaGe); 2006/2007 Hafer (Ha, abtragend) anstelle Rotschwingel Jährliche Abfolge der vier Bestandteile und räumliche Teilung der Flurstücke in vier etwa 2 ha große Parzellen
2	Winterroggen-Sommerung-selbstbegrünte Brache (BrS) Erläuterung: Sommerung z. B. Sommerroggen (SoR) Aufgrund der geringen Flächengröße erfolgt nur eine jährliche Abfolge der drei Bestandteile. Winterroggen mit überwinternder Stoppelbrache
3	Mehrjähriger Anbau von Winterroggen (3 Jahre) im Wechsel mit mehrjährigen Stilllegungsphasen (3 Jahre) Aufgrund der geringen Flächengröße erfolgt nur eine jährliche Abfolge der Bestandteile.
4	Winterroggen mit Untersaat-Kleegras (Kleegr)-Kleegras-Hafer Jährliche Abfolge der vier Bestandteile und räumliche Teilung der Flurstücke in vier etwa 2 ha große Parzellen

Die Tabelle 4 enthält die konkrete Flächennutzungsplanung zunächst bis zum Jahre 2010. In jedem Jahr treten bei Durchführung der vier Bodennutzungssysteme ab dem Bewirtschaftungsjahr 2006/2007 zehn verschiedene Flächennutzungen (Anbaubestandteile oder Felder genannt) auf.

**Tabelle 4** Voraussichtliche räumliche und zeitliche Abfolge der Anbaubestandteile bis 2010.

Flurstücke	89, 90, 92 und 97						1, 2 und 3			
Gesamtgröße	13,31 ha (Felder je ca. 2,22 ha)						6,70 ha (Felder je ca. 1,68 ha)			
BNS*	1				2	3	4			
Lfd. Feldnr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2006/07	WiR	Hafer	WiR/US	LaGe	WiR	WiR	Kleegr	Kleegr	WiR/US	Hafer
2007/08	LaGe	WiR	Rotschw	WiR/US	SoR	WiR	Kleegr	Hafer	Kleegr	WiR/US
2008/09	WiR/US	LaGe	WiR	Rotschw	BraS	WiR	Hafer	WiR/US	Kleegr	Kleegr
2009/10	Rotschw	WiR/US	LaGe	WiR	WiR	Bra	WiR/US	Kleegr	Hafer	Kleegr

\* Bodennutzungssystem

Die Abgrenzung der einzelnen Felder untereinander und zu den angrenzenden Flächen mit integriert/konventionellem Ackerbau, teilweise auch zur künftigen Waldfläche, erfolgt durch die dauerhafte Einrichtung von etwa vier Meter breiten Grünlandstreifen.

#### 4.4 Beteiligte Akteure

Abschließend seien die wichtigsten Akteure bei der Planung, Umsetzung und Kontrolle der Maßnahmen kurz betrachtet, weil diese für das bisher gute Gelingen der Maßnahme verantwortlich sind. Als Vertragspartner der Investoren treten die Energiewerke Nord auf, eine GmbH mit derzeit etwa 1.000 Mitarbeitern. Für alle Vorgänge im Zusammenhang mit A-E-Maßnahmen ist Frau Lenk, eine in der GmbH tätige Biologin, verantwortlich.

Der Vorteil für die Investoren bei dieser Maßnahme besteht darin, dass sie im Rahmen der Flächensicherung nur mit einem Eigentümer Verträge abschließen müssen. Sie tragen in der Region, in der derzeit 160 ha Fläche als Bauland ausgewiesen worden sind, auch erkennbar zum Ausgleich der Schäden an der Natur bei.

Eigentümer der Flächen ist Herr Dr. Holzhausen, der einen landwirtschaftlichen Betrieb, das Gut Netzeband, leitet. Herr Dr. Holzhausen steht sowohl mit den Energiewerken Nord als auch mit dem Lehrstuhl Landschaftsökonomie der Universität Greifswald in gutem Kontakt. Er war am EASE-Projekt beteiligt und wusste recht gut, wie hoch der Ertragsausfall ist und „viele Unkräuter auf seinen Feldern mit dem extensiven Anbau dazu kommen“. Der Betrieb verfügt über ca. 1000 ha Fläche, einen gut ausgestatteten Maschinenbetrieb und die notwendigen Arbeitskräfte. So ist sowohl die Bereitstellung von Flächen als auch die zukünftige Bewirtschaftung und Umsetzung der Maßnahmen gut abgesichert.

Maßgeblich beteiligt ist ferner die Untere Naturschutzbehörde, in diesem Fall Herr Weier von der UNB Ostvorpommern, der das Vorhaben von Anfang an unterstützte und bereit war, auch neue Wege zu gehen. Die großflächige Umsetzung der Maßnahme ermöglicht bessere Kontrollmöglichkeiten. Die Ergebnisse des Monitorings unterstützen auch die Arbeit der Naturschutzbehörden.

Als weiterer Akteur tritt das Institut für dauerhaft umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde, DUENE e. V., auf. DUENE verfügt über Erfahrungen in Projekten zur nachhaltigen Entwicklung von Lebensräumen und begleitet die Maßnahme in Planung, Umsetzung und Monitoring.

Wichtig erscheint, dass Planungsspielräume vorhanden waren und dass alle Akteure frühzeitig in die Planung eingebunden waren und gut zusammenarbeiten.

## 5 Ausblick

Da, wie dargestellt, erheblicher Handlungsbedarf auf dem Gebiet der produktionsintegrierten Kompensationsmaßnahmen herrscht, werden im Rahmen eines dreijährigen, von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanzierten Projektes verschiedene Fragestellungen umfassender untersucht.

Ziel dieses Projektes ist es, aufbauend auf bisherigen Fallbeispielen, jedoch deutlich von diesen verallgemeinernd, die maßgeblichen rechtlichen, ökonomischen, naturschutzfachlichen und institutionellen Bedingungen für produktions- und schlagintegrierte

Kompensationsmaßnahmen zu analysieren und Vorschläge zur Fortentwicklung der Eingriffsregelung zu erarbeiten. Im Vorhaben soll untersucht werden, welche Voraussetzungen für die verstärkte Integration von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in landwirtschaftliche Produktionsabläufe geschaffen werden müssen. Das Vorhaben soll aufzeigen, welchen Beitrag Kompensationsmaßnahmen in Agrarlandschaften gegenwärtig zur Erhaltung der biologischen Vielfalt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland leisten und künftig leisten könnten.

Im naturschutzfachlichen Teil des Vorhabens werden prioritär ackerbaulich genutzte Biotope behandelt werden, ohne jedoch interessante Aspekte des Grünlandes auszuklammern. Der juristische Teil wird sich eingehend den rechtlichen und verwaltungstechnischen Rahmenseetzungen widmen, die es zu gestalten gilt, soll das Kompensationswesen in der hier umrissenen Weise weiterentwickelt werden. Auf ökonomischem Gebiet besteht eine Hauptaufgabe darin, vertrauenswürdige Institutionen vorzuschlagen, welche die im Naturschutz noch unübliche Transformation der Einmalzahlungen der Ausgleichspflichtigen in 20-jährige Annuitäten vornehmen. Somit werden Wege gewiesen, den Naturschutz in Einklang mit den Interessen der Landnutzer effizient zu fördern und seine Akzeptanz auf genutzten Flächen zu steigern.

### **Danksagung**

Wir danken den an der Umsetzung des Vorhabens in Kühlenhagen beteiligten Akteuren Frau B. Lenk (EWN, Rubenow), Herrn Dr. J. Holzhausen (Netzeband) und Herrn D. Weier (UNB, Anklam). Für die finanzielle Umsetzung und Förderung der Vorhaben danken wir den Energiewerken Nord (Rubenow) und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Osnabrück).

### **Literatur**

- Czybulka, D. (2002) Zur „Ökologiepflichtigkeit“ des Eigentums. Herausforderung für Dogmatik und Gesetzgeber. Bauer, H., Czybulka, D., Kahl, W., Voßkuhle, A. (Hrsg.) *Umwelt, Wirtschaft und Recht*. Tübingen: Mohr Siebeck, S. 89-109.
- Czybulka, D. & Rodi, K. (1996) Die Eingriffsregelung im Bayerischen Naturschutzgesetz. *Bayerische Verwaltungsblätter (BayVBl.)* 1996, S. 513-525.
- Hampicke, U., Holzhausen, J., Litterski, B. & Wichtmann, W. (2004) Kosten des Naturschutzes in offenen Ackerlandschaften Nordost-Deutschlands. *Berichte über Landwirtschaft* 82, S. 225-254.

- Hampicke, U., Litterski, B. & Wichtmann, W. (Hrsg.) (2005) *Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten*. Berlin Heidelberg: Springer.
- Kästner, A., Jäger, E.J. & Schubert, R. (2001) *Handbuch der Segetalpflanzen Mitteleuropas*. Unter Mitarbeit von Braun, U., Feyerabend, G., Karrer, G., Seidel, D. Tietze, F., Werner, K. Wien, New York: Springer.
- Litterski, B., Jörns, S., Wichtmann, W. & Hampicke, U. (2003) Mehrjährige Flächenstilllegungen als Bestandteil der Bodennutzungssysteme auf Grenzertragsstandorten Nordostdeutschlands. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 42 (3), S. 101-135.
- Litterski, B., Adler, A. & Jörns, S. (2006) Dreifelderwirtschaft - Chance für den Segetalartenschutz auf ertragsschwachen Standorten. *Tuexenia* 26, S. 297-310.
- LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie) (Hrsg) (1999) Hinweise zur Eingriffsregelung. *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie*, Heft 3, Güstrow, 164 S.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Publisher) o. J. *Global Strategy for Plant Conservation*. Broschüre, 14 S.  
[www.biodiv.org/doc/publications/pc-brochure-en.pdf](http://www.biodiv.org/doc/publications/pc-brochure-en.pdf) (Zugriff März 2007).

# Das DBV-Bördeprojekt

## Ein Beispiel für die effiziente Verwendung von Mitteln aus der Eingriffsregelung

Thomas Muchow & Alexander Becker

### Anlass für das Modellprojekt

Naturschutzmaßnahmen in agrarisch intensiv genutzten Räumen lassen sich meist nur schwer etablieren. Grund hierfür ist, dass die vom Naturschutz vorgeschlagenen Konzepte von Landwirten aus betriebswirtschaftlichen Gründen oft nicht akzeptiert und in der Praxis nur in Einzelfällen kooperativ entwickelt werden. Das hohe Konfliktpotenzial zwischen den einzelnen Interessengruppen sowie die mäßige Qualität vieler Naturschutzmaßnahmen (Aufforstungen, Streuobstwiesen, Dauerbrachen, etc.) haben dazu geführt, dass diese auch aus naturschutzfachlicher Sicht zunehmend in Frage gestellt werden. Notwendig ist die Entwicklung und Erprobung neuer Konzepte, die naturschutzfachlich anerkannt und von den Landwirten mitgetragen werden können: Ziel muss es sein, auch in Bördelandschaften Landwirte als Kooperationspartner für den Naturschutz zu gewinnen, um ökologisch sowie ökonomisch effizienten Naturschutz betreiben zu können.

Das unter Trägerschaft des Deutschen Bauernverbandes (DBV) durchgeführte Projekt mit dem Titel „Naturschutz in Bördelandschaften durch Strukturelemente - am Beispiel der Köln-Aachener Bucht“, kurz DBV-Bördeprojekt genannt, wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert. Als Kooperationspartner konnten der Rheinische Landwirtschafts-Verband (RLV), die Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LK-NRW) und die Universität Bonn (Prof. Schumacher) gewonnen werden. Die Projektlaufzeit betrug vier Jahre und endete im September 2006.

### Das Projektgebiet

Das Projektgebiet umfasst rund 2.200 km<sup>2</sup> Fläche, die sich auf die Städte Köln und Bonn, den Rhein-Erft-Kreis und Teile des Rhein-Sieg-Kreises bzw. des Kreises Euskirchen verteilen. Es ist durch fruchtbare Lößböden gekennzeichnet, die zu einer intensiven ackerbaulichen Nutzung geführt haben. Die Region ist durch eine hohe Siedlungsdichte (ca. 31 % der Fläche) geprägt. Von 1990 bis 2000 wurde die landwirtschaftliche Nutzfläche in NRW durchschnittlich um ca. 7.000 ha pro Jahr reduziert (Verhaag et al. 2003). Rund 550 ha pro Jahr entfallen hiervon allein auf das Projektgebiet. Aufgrund des hohen Pacht-

flächenanteils sind hierdurch in besonderem Maße landwirtschaftliche Existenzen gefährdet, da bei einem Flächenverlust meist keine Möglichkeit besteht, andere Produktionsflächen zu erhalten. Vor diesem Hintergrund ist es verständlich, dass landwirtschaftliche Betriebe kaum bereit sind auf Produktionsfläche zugunsten von Naturschutzmaßnahmen zu verzichten. Da durch sämtliche Baumaßnahmen aber gesetzlich vorgeschriebene Kompensationsmaßnahmen für Natur und Landschaft durchgeführt werden müssen sind Lösungen erforderlich, die einerseits die Situation für den Biotop- und Artenschutz verbessern und andererseits den landwirtschaftlichen Betrieb in seiner Existenz nicht gefährden.

Für die erfolgreiche Etablierung von Naturschutzmaßnahmen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ist somit von großer Bedeutung, welche Maßnahmen umgesetzt werden sollen, welche Instrumente zur Umsetzung zur Verfügung stehen, und welche Voraussetzung die jeweiligen Instrumente mit sich bringen. Hierbei ist es unerlässlich neben naturschutzfachlichen auch betriebliche, rechtliche, administrative und finanzielle Aspekte zu berücksichtigen. Im Rahmen des DBV-Bördeprojektes wurden verschiedene Umsetzungsinstrumente betrachtet. Insbesondere wegen der hohen Flächenverluste für die Landwirtschaft im Plangebiet und der erheblichen Konflikte mit nicht landwirtschaftsverträglichen Ausgleichsmaßnahmen stand die naturschutz- bzw. baurechtliche Eingriffsregelung im Vordergrund des Projektes.

Ziel der Eingriffsregelung ist es, die ökologischen Beeinträchtigungen durch Eingriffe wie z.B. Versiegelung von Flächen durch Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen zu kompensieren. Hierzu werden auch im Projektgebiet vorrangig Ackerflächen mit Gehölzen bepflanzt, wodurch die Landwirtschaft nicht nur durch Eingriffe, sondern auch durch die Kompensationsmaßnahmen in erheblichem Umfang Flächen verliert.

## **Leitbild für die Agrarlandschaft in der Kölner Bucht**

Ein Leitbild für die künftige Weiterentwicklung des Naturraums muss auf den natürlichen Standortvoraussetzungen, den historischen gewachsenen Strukturen und dem aktuellen Lebensraum- und Artenbestand aufbauen. Vorhandene Potenziale sind zu identifizieren, zu nutzen und der „bördetypische Charakter“ ist zu bewahren und - wo möglich - naturschutzfachlich zu optimieren. Das Leitbild der Agrarlandschaft in der Kölner Bucht als Ziel einer nachhaltigen Entwicklung wäre daher folgendermaßen zu skizzieren:

- Produktive Nahrungsmittelerzeugung (Ackerbau)
- Vielfältiges aber bördetypisches Landschaftsbild (Offenlandschaft)
- Ausreichend naturnahe sowie kulturbegleitende Strukturelemente in räumlicher und funktionaler Vernetzung mit produktiven Nutzflächen
- Reichhaltige Flora und Fauna mit Schwerpunkt typischer Arten trocken-warmer Standorte und ackerbaulich genutzter Offenlandschaften.

Dieses grob skizzierte Leitbild einer nachhaltigen, naturschutzorientierten Entwicklung steht damit allerdings im Widerspruch bspw. zu weiten Teilen der Zielformulierungen

von Finck et al. (1997), die im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz Rahmenvorstellungen für naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder auch für die Kölner Bucht aufgestellt haben. Die Autoren identifizieren die Waldarmut und die intensive Lebensmittelerzeugung als von Naturschutzseite auszugleichendes „Defizit“ und fordern in größerem Umfang die Neuetablierung von Wäldern durch Aufforstung und Sukzession auf Ackerflächen. Weiterhin wird eine „Strukturanreicherung“ durch Feldgehölze, die Reduzierung der Schlaggrößen und eine flächige Extensivierung der Ackernutzung gefordert. Darüber hinaus soll - unabhängig davon, ob eine Verwertung des Aufwuchses in der Tierhaltung möglich ist - der Grünlandanteil erhöht werden.

Aus Sicht des Bördeprojektes tragen derartige Zielvorstellungen nicht zur Förderung einer bördetypischen Biotop- und Artenvielfalt bei. Vielmehr führen die pauschale Übernahme von mittelgebirgstypischen Leitbildern und die Förderung entsprechender Landschaftsstrukturen zu einer weiteren Gefährdung des vorhandenen biotischen Potenzials. Gegen Naturschutz-Einheitslandschaften und für standortabhängig differenzierte, landschaftstypische Zielsetzungen tritt auch Knauer (1993) ein. Aus tierökologischer Sicht setzt sich Gruttke (1997) für eine standortspezifische Beachtung der Faunentradition und auch für die Belange typischer Arten der Offenlandschaft ein. Für die Zülpicher Börde (Teilraum der Kölner Bucht) legt er Vorrang- und Tabuflächen für Aufforstungsmaßnahmen fest, fordert in den grundwasserunabhängigen Bereichen die Beibehaltung einer möglichst weitläufigen offenen Landschaftsstruktur und setzt in Teilbereichen auf Extensivierung für anspruchsvollere Offenlandarten.

Aus dem Leitbild wurden verschiedene lineare und flächige Maßnahmen abgeleitet und exemplarisch umgesetzt. Besonderes Augenmerk wurde im Projekt auf die Entwicklung von streifigen Ansaaten mit typischen krautigen Pflanzenarten der rheinischen Lößbörde gelegt. Es wurde eine geeignete Saatgutmischung entwickelt, die typische Florenelemente enthält, einen reichen Blütenhorizont und verschiedenartige Vegetationsstrukturen entfaltet. Gleichermäßen wurde darauf geachtet, dass sich keine „Problemunkräuter“ und keine Pflanzen fremdländischer Herkunft in der Saatmischung befinden. Im Projektgebiet wurden rund 80 Modellflächen bzw. rund 20 km „Blühstreifen“ und einige Hektar flächige Ansaaten mit Wildkräutern angelegt. Auf ausgewählten Blühstreifen wurden in den Jahren 2003 - 2006 umfangreiche Begleituntersuchungen zur naturschutzfachlichen Wirkung auf Flora und Fauna durchgeführt, welche belegen, dass Blühstreifen zu einer deutlichen Erhöhung der Artenvielfalt in intensiven Ackerbaueregionen beitragen können. Zudem wurden die Maßnahmen von der Bevölkerung sehr positiv aufgenommen (siehe Abb. 1 und Abb. 6).



**Abbildung 1**  
Blühstreifen im Juli (Fotos: Stiftung  
Rheinische Kulturlandschaft).

## Maßnahmenkonzept für Blühstreifen

Auch aus landwirtschaftlicher Sicht fanden Blühstreifen eine große Akzeptanz. Bei einer Befragung zur Akzeptanz von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen wurde deutlich, dass zunächst die Eingriffs- bzw. Ausgleichsvermeidung oder eine flächenneutrale Eingriffskompensation von den Landwirten bevorzugt werden. Gerade die Entsiegelung von Flächen, aber auch die Aufwertung vorhandener Biotope durch Waldumbau, Gewässerrenaturierung oder das Sicherstellen einer Dauerpflege wertvoller Biotope wurden hierbei positiv gesehen.

Betriebs- bzw. produktionsintegrierte Maßnahmen (wie Ackerrandstreifen, Blühstreifen etc.), bei denen die landwirtschaftliche Nutzfläche erhalten bleibt, werden eindeutig der Anlage von Gehölzbiotopen vorgezogen. Die Entwicklung von Flächen über natürliche Sukzession wird besonders kritisch gesehen, da auf nährstoffreichen Ackerstandorten schnell und längerfristig eine starke Verkrautung eintritt, bei der Problemkräuter wie Acker-Kratzdistel, Gemeine Quecke, etc. dominieren und benachbarte Flächen stark beeinträchtigen können.

Im Bördeprojekt konnte gezeigt werden, dass Landwirte unter entsprechenden Rahmenbedingungen bereit sind, auf ihren Betriebsflächen Ackerrandstreifen oder Saumstrukturen (Blühstreifen) anzulegen. Diese Bereitschaft ist meist eng an eine zeitliche Befristung gekoppelt, welche mit den Pachtverträgen, der Anbauplanung oder auch der Hofnachfolge korrespondiert. Es zeigte sich, dass Verträge über 3 bis 5 Jahre und maxi-

mal 10 Jahre auf Zustimmung stoßen, wobei die Möglichkeit einer Vertragsverlängerung gewünscht wird. Da Blühstreifen bereits im ersten Jahr eine hohe ökologische Wertigkeit erreichen, ist es naturschutzfachlich gut zu vertreten, dass diese Maßnahmen innerhalb der Feldflur oder auch auf der Parzelle selbst wechseln können. Grundsätzlich sollen die Blühstreifen langfristig an der gleichen Stelle verbleiben, es ist jedoch für die Akzeptanz bei Landwirten bedeutsam, dass die Maßnahme, wenn es zwingende betriebliche oder naturschutzfachliche Gründe hierfür gibt, verlegt werden kann. Dies ist für andere Kompensationsmaßnahmen wie beispielsweise Hecken und andere Gehölzpflanzungen unvorstellbar. Dass Blühstreifen in gewissem Maße räumlich disponibel sind, steigert nicht nur die Akzeptanz der Landwirte und deren Bereitschaft, hierfür Flächen zur Verfügung zu stellen, sondern erfordert auch neue Ansätze zur dauerhaften Maßnahmensicherung.

In der Praxis der Eingriffsregelung wird eine dauerhafte Sicherung gefordert, die bei Genehmigungsverfahren oder der Aufstellung von Bebauungsplänen zumeist dadurch erfüllt wird, dass ein Grundstück erworben und/oder grundbuchlich bzw. über bauplanungsrechtliche Festsetzung gesichert und anschließend bepflanzt (Aufforstung, Streuobstwiese, etc.) wird. Die Sicherung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen erfolgt somit über die Sicherung einer Fläche. Der Kauf von Flächen erfordert sehr hohe investive Kosten (Grunderwerb plus Grunderwerbsnebenkosten) und ist zumeist sehr zeitaufwendig. Darüber hinaus sind hohe investive Kosten mit der Maßnahmenherstellung (Planung, Ausschreibung, Bepflanzung, Einfriedung, Aufforstungsgenehmigung, etc.) verbunden. Hinzu kommen Aufwendungen für die dauerhafte Pflege und Betreuung, welche bei herkömmlichen Planungen häufig nicht berücksichtigt werden. Bei einer ökonomischen Betrachtung ist zudem zu beachten, dass das Grundstück nicht mehr als Ackerfläche oder Grünland genutzt werden kann und somit erheblich an Verkehrswert verliert.

Im Rahmen des Bördeprojektes wurden entsprechende Möglichkeiten der Sicherung von Blühstreifen näher beleuchtet. Hierbei wurde schnell deutlich, dass eine Sicherung über Grunderwerb bzw. eine grundbuchliche Sicherung praktisch nicht umsetzbar ist. Da meist nur Teile eines Flurstückes für die Anlage von Blühstreifen genutzt werden, ergibt sich ein höherer Verwaltungs- und Kostenaufwand hierfür als bei Maßnahmen auf dem gesamten Flurstück. Wesentlicher ist jedoch die mangelnde Akzeptanz bei Landwirten und Grundeigentümern, welche zu bedenken geben, dass auch bei einer partiellen Belastung des Grundstückes der Verkehrswert der gesamten Fläche erheblich reduziert wird. Unter der Voraussetzung, dass eine beschränkt persönliche Dienstbarkeit ins Grundbuch eingetragen werden sollte, war keiner der Landwirte und Grundeigentümer bereit, Flächen für die Anlage von Blühstreifen zur Verfügung zu stellen. Hierbei war auch von Bedeutung, dass rund 70 % der Flächen im Projektgebiet Pachtflächen sind und somit zumeist der Bewirtschafter nicht darüber entscheiden kann, ob eine derartige Sicherung erfolgt. Bei den Eigentümern bestand gleichermaßen große Ablehnung, unabhängig davon, ob es sich um private oder öffentliche Eigentümer handelte. Die Entwicklung von Möglichkeiten zur Schaffung rein vertraglicher Lösungen für eine dauerhafte Sicherung der Maßnahmen war daher eine der wichtigsten Aufgabenstellungen im Projekt.

Aus der Praxis der Eingriffsregelung ist bekannt, dass gerade die dauerhafte Pflege von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen (trotz grundbuchlicher Sicherung) nicht selten an mangelnden Finanzmitteln und mangelnder Betreuung scheitert. Daher wurde für die Umsetzung von Blühstreifen als Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen neben der vertraglichen Verpflichtung das Instrument der monetären Sicherung entwickelt, um die Dauerhaftigkeit zu gewährleisten. Der Eingriffsverursacher muss zu Vertragsbeginn ein Geldkapital aufbringen, das für die dauerhafte und nachhaltige Umsetzung der Maßnahme (Blühstreifen) zur Verfügung steht. Für die Sicherung dieses Kapitalstocks sowie die fachliche Betreuung der Maßnahmen ist eine geeignete Verwaltungs- bzw. Kontrollinstitution als „Maßnahmenträger“ erforderlich. Nach umfassender Recherche erschien eine Stiftung mit entsprechendem Stiftungszweck als geeigneter Maßnahmenträger, da speziell Stiftungen auf Dauer angelegt sind.

## **Das Stiftungsmodell**

Im Rahmen des DBV-Bördeprojektes wurde vom Rheinischen Landwirtschafts-Verband und der Landwirtschaftskammer NRW die Stiftung Rheinische Kulturlandschaft gegründet. Sie steht als geeigneter Maßnahmenträger für das Flächen- und Maßnahmenmanagement kooperativer Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen zur Verfügung und fördert zugleich die dauerhafte Kooperation zwischen Landwirtschaft und Naturschutz.

Anhand der Grafik (siehe Abb. 2) wird verdeutlicht, wie die Kooperation zwischen der Stiftung, dem Vorhabenträger als Eingriffsverursacher, den Genehmigungs- sowie Fachbehörden und den einzelnen Landwirten aufgebaut ist.

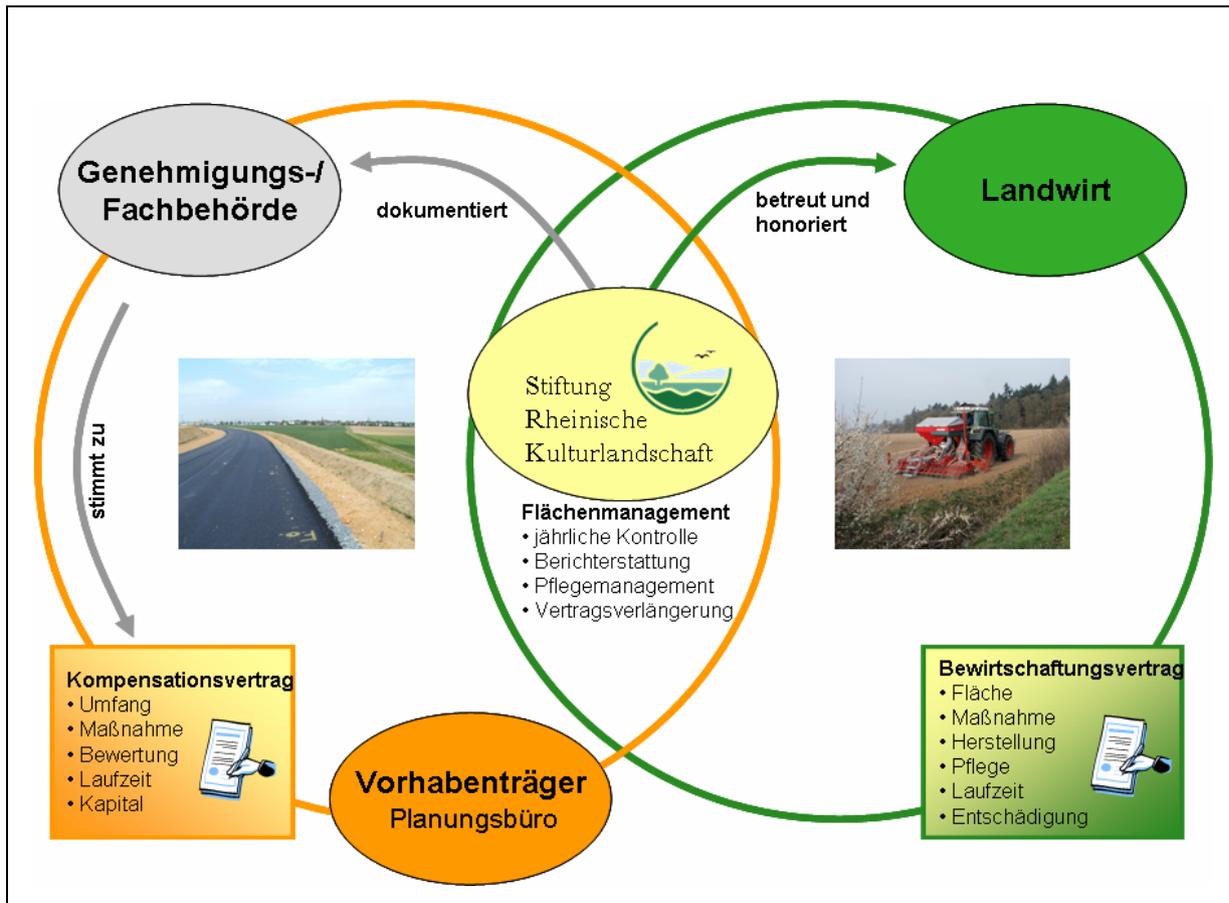


Abbildung 2 Zusammenarbeit der Vertragspartner im Stiftungsmodell.

### Die Stiftung als Vertragspartner des Vorhabenträgers

In den meisten Fällen wird die Stiftung über den Vorhabenträger bzw. das Planungsbüro, welches zur Erstellung des „Landschaftspflegerischen Begleitplanes“ zum jeweiligen Eingriffsvorhaben beauftragt ist, in das Planungs- bzw. Genehmigungsverfahren eingeschaltet. In der Regel ist die Eingriffsbewertung abgeschlossen und es bestehen mehr oder weniger klare Vorstellungen über den Landschaftsraum, in dem der Ausgleich erfolgen soll, welcher Umfang (Fläche, Ökopunkte) erforderlich sein wird und welche Maßnahmenarten sinnvoll erscheinen. Das heißt, die wesentlichen Vorgaben sind geklärt, jedoch sind noch nähere Details abzustimmen. Mit diesen Vorgaben ausgestattet sucht die Stiftung im vereinbarten Suchraum nach Landwirten, die bereit sind Flächen zur Verfügung zu stellen und/oder die Anlage und Pflege der Maßnahmen zu übernehmen. Die Maßnahmen- und Flächenvorschläge werden von der Stiftung gesammelt, fachlich geprüft (Ortsbesichtigung) und wenn diese geeignet erscheinen mit dem Planungsbüro bzw. der zuständigen Behörde besprochen. Sind alle Details zur Maßnahmen- und Flächenauswahl geklärt, wird ein Vertrag zwischen dem Eingriffsverursacher und der Stiftung geschlossen. Die zuständige Naturschutz-Fachbehörde wird in die Vertragsent-

wicklung eingebunden und zeichnet den Vertrag mit. Der Vorhabenträger stellt der Stiftung einmalig einen kapitalisierten Betrag zur Verfügung mit dem die Stiftung die Herstellung und dauerhafte Pflege der Maßnahmen gewährleisten muss. Zudem übernimmt die Stiftung die Kontrolle, ob die Maßnahmen - wie mit dem Land- oder Forstwirtschaftler vereinbart - umgesetzt und gepflegt werden, dokumentiert dies und stellt auf Wunsch die Daten der zuständigen Behörde und dem Eingriffsverursacher zur Verfügung. Durch dieses Kontrollsystem kann die Qualität der Maßnahme gesichert und deren Umsetzung und dauerhafte Pflege belegt werden. Die Stiftung ist der verantwortliche Vertragspartner für den Vorhabenträger bzw. die zuständige Behörde und somit auch für die Behebung von ggf. auftretenden Mängeln zuständig.

### **Die Stiftung als Partner des Bewirtschafters und/oder des Eigentümers**

Parallel zu den Abstimmungen mit dem Vorhabenträger sind auch Abstimmungen mit dem Landwirt erforderlich, die ebenfalls in einer vertraglichen Vereinbarung mit der Stiftung münden sollen. Mit dem Landwirt und der zuständigen Behörde erfolgt die Auswahl der Flächen und der Maßnahmen. Hierzu wird ein Maßnahmenkennblatt zur Herstellung und Pflege abgestimmt. Wenn die Maßnahmen langfristig auf einer bestimmten Fläche stattfinden sollen, ist die Zustimmung des Grundeigentümers oder ggf. eine vertragliche bzw. grundbuchliche Sicherung erforderlich. Für die Sicherung räumlich mehr oder weniger disponibler Maßnahmen (wie z.B. Blühstreifen, Ackerrandstreifen, etc.) ist in der Regel eine grundbuchliche Sicherung nicht möglich, von daher erfolgt eine vertragliche und zudem monetäre Sicherung über die Stiftung. Unabhängig von der Maßnahmenart werden zwischen der Stiftung und dem Landwirt die jeweiligen Aufgaben und Pflichten geregelt. Die Herstellungskosten werden unmittelbar erstattet. Die Pflegekosten und ggf. der Ertragsausfall werden jährlich (aus dem kapitalisierten Betrag) honoriert. Die Stiftung führt eine regelmäßige Kontrolle der Fläche durch und steht dem Landwirt beratend zur Seite. Die zuständige Behörde und der Vorhabenträger können an der Kontrolle teilnehmen und erhalten auf Wunsch sämtliche Kontrolldaten. Sollte der Landwirt nicht mehr als Bewirtschafter zur Verfügung stehen, wird die Stiftung vereinbarungsgemäß einen anderen Bewirtschafter mit der Pflege etc. beauftragen. Somit ist es möglich, dass mit dem Bewirtschafter ein 5 oder 10 Jahresvertrag geschlossen wird, die Stiftung selbst aber langfristig die Pflege bzw. die Maßnahme sicherstellt.

### **Der Vertrag**

Voraussetzung für einen langfristigen Vertrag zwischen dem Vorhabenträger und der Stiftung als Maßnahmenträger ist es, dass man eine solide Basis findet, auf der man sich „vertragen“ kann. Das heißt, dass es verständlicher und zweifelsfreier Regelungen bedarf, welche Aufgaben und Pflichten die jeweilige Partei zu erfüllen hat.

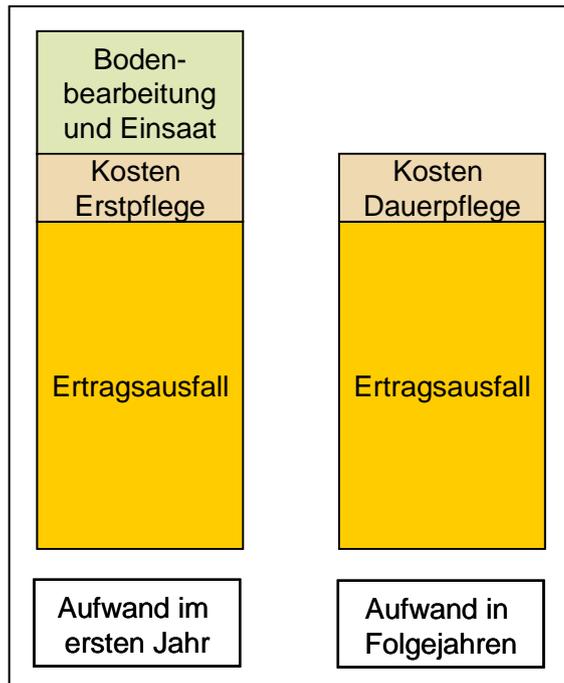
Zunächst ist zu klären, wer als Vertragspartner eingebunden werden soll. Es hat sich bewährt trilaterale Verträge zu verfolgen, in denen der Vorhabenträger, die Stiftung und die zuständige Fach- bzw. Genehmigungsbehörde eingebunden sind. Wichtig für den Vertrag sind insbesondere konkrete Festlegungen über den Vertragsgegenstand, die jeweiligen Pflichten, die Vertragsdauer sowie konkrete Maßnahmenbeschreibungen. In Maßnahmenkennblättern wird festgelegt, in welcher Weise die Maßnahmen herzustellen und zu pflegen sind. Bei Blühstreifen ist es zudem von wesentlicher Bedeutung in welchem Raum (Gebietskulisse) und in welcher Quantität und Qualität entsprechende Blühstreifen vorzuhalten sind. Ein Flächenwechsel ist nur bei zwingenden naturschutzfachlichen oder betrieblichen Gründen möglich und stets mit der Fachbehörde und der Stiftung abzustimmen. Von daher wird in den Vertrags-Anlagen dargestellt, auf welchen Flächen die Maßnahmen zu Vertragsbeginn angelegt werden. Diese Flächen kann man als „Startflächen“ bezeichnen, die i.d.R. langfristig zur Verfügung stehen. Etwaige Flächenverlegungen werden in einem Kataster erfasst, welches den zuständigen Behörden zur Verfügung gestellt wird.

## **Kosten für Blühstreifen als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen**

Die allgemein übliche Kostenkalkulation für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen umfasst verschiedene Kostengruppen. In der Planungspraxis werden zumeist die Kosten für die Planung, Herstellung, Pflege und dauerhafte Sicherung (i.d.R. Grunderwerb) ermittelt. In Gesprächen mit Behörden wurde klar, dass Verwaltungs-, Kontroll- und Betreuungskosten bislang unberücksichtigt blieben und Kalkulationsvorschläge dementsprechend fehlen. Bei der Kostenkalkulation für Blühstreifen als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen und deren vertraglich-monetären Sicherung wurden diese Kosten berücksichtigt. Dies sollte bei Vergleichen mit den Kosten anderer Maßnahmen stets berücksichtigt werden.

Bei der Anlage von Blühstreifen entstehen neben der Honorierung der Flächenbereitstellung für die Maßnahme (Ertragsausfall ermittelt über den durchschnittlichen Deckungsbeitrag der Produktionsfläche) primär Herstellungs- und Pflegekosten.

Die Herstellungskosten umfassen die Kosten für das Saatgut, die Einsaat (Bodenbearbeitung, Einsaat inkl. Rüstzeiten) und spezielle Pflegemaßnahmen nach der Einsaat (Schröpfschnitt).



**Abbildung 3** Aufwand für Anlage und Erhalt von Blühstreifen für Landwirte.

die administrativen Kosten (Vertragsabschluss, Betreuung und Beratung, Kontrolle und Dokumentation sowie die jährliche Auszahlung und Mittelverwaltung) zu berechnen. Hinzu kommt, dass Landwirte kaum bereit sind Verträge mit einer längeren Laufzeit als 5 bis 10 Jahre abzuschließen. Das bedeutet, dass Neu- bzw. Anschlussverträge weitere Kosten verursachen.

Entscheidend für eine Implementierung von Blühstreifen in die Praxis der Eingriffsregelung ist, dass die Maßnahme und deren dauerhafte Sicherung nicht teurer wird als bereits in der Praxis etablierte Maßnahmen. Kostenvergleiche zeigen, dass dies nicht der Fall ist. Anstatt der vergleichsweise hohen Kosten für Grunderwerb in Bördelandschaften (4,10 €/m<sup>2</sup> Durchschnittspreis für Ackerflächen in NRW) und den dazu kommenden Herstellungskosten (z.B. für Pflanzungen zwischen 2,- bis 3,- €/m<sup>2</sup>) entstehen bei der Umsetzung des Blühstreifenkonzeptes für die Bereitstellung der Fläche lediglich Kosten in Höhe des Ertragsausfalls. Zudem ist die Herstellung dieser Maßnahme deutlich günstiger. Der im Blühstreifenkonzept vorgesehene Pflege- und Betreuungsaufwand fällt auch bei herkömmlichen Maßnahmen an, auch wenn dies in der Praxis häufig vernachlässigt wird. Zu den reinen Betreuungskosten kommen im Falle von Eigentumsflächen auch die Liegenschaftsverwaltung und deren Kosten sowie sonstige Verpflichtungen wie Verkehrssicherungspflicht, Entsorgung wilder Müllablagerungen, etc. hinzu.

Die Pflegekosten beinhalten das jährlich einmalige Mulchen oder eine Mahd mit Abfuhr des Mahdgutes. Zudem sind je nach Entwicklung des Blühstreifens (z.B. Vergrasungstendenz oder Auftreten von Problemkräutern wie Acker-Kratzdistel oder Quecke) weitere Pflegemaßnahmen wie Grubbern, partielles Mulchen oder im Extremfall Umbruch und Neu-ansaat notwendig. Dies ist bei der Pflegekostenkalkulation zu berücksichtigen.

Demnach ergeben sich bei der Anlage und Pflege/Erhaltung von Blühstreifen für den Landwirt nebenstehende Kostenpositionen (Abb. 3).

Sollen Blühstreifen als dauerhafte Maßnahme z.B. als Ausgleichsmaßnahme etabliert werden, sind zudem

## Monetäre Sicherung

Ziel der monetären Sicherung ist es, die vertraglichen Pflichten durch einen einmalig an einen geeigneten Maßnahmenträger zu zahlenden (kapitalisierten) Betrag, die langfristige bzw. dauerhafte Bereitstellung der Fläche und die Kosten der langfristigen bzw. dauerhafte Pflege und Betreuung zu sichern.

### Flächenbereitstellung

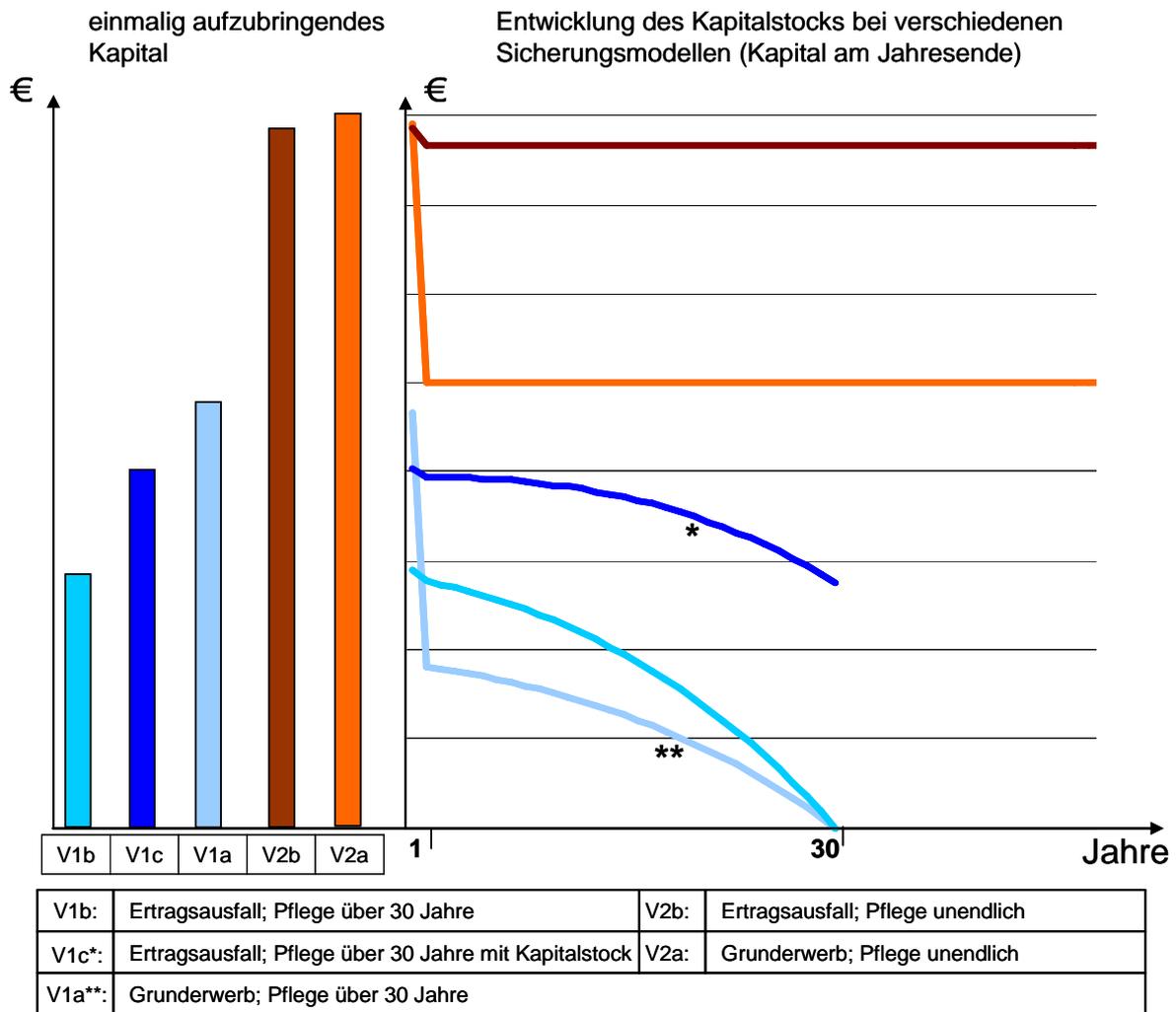
Bei der Umsetzung räumlich disponibler Maßnahmen ist die dauerhafte Sicherung der Fläche über Grunderwerb und/oder grundbuchliche Sicherung zumeist nicht möglich oder sinnvoll. Durch eine monetäre Sicherung können die jährlichen Kosten für die Flächenbereitstellung (Ertragsausfall) zusätzlich zu der vertraglichen Sicherung garantiert werden. Der Eingriffsverursacher stellt durch die Zahlung eines kapitalisierten Betrages zu Vertragsbeginn sicher, dass für den erforderlichen Zeitraum genügend Geld zur Verfügung steht, um die Flächenbereitstellung zu gewähren. Hierbei hat die zeitliche Vorgabe, wie lange eine Maßnahme umgesetzt werden soll, erheblichen Einfluss auf die Höhe des Kapitalstocks, der zu Beginn der Umsetzung bereitgestellt werden muss. Es können sowohl zeitlich befristete Kapitalisierungen z.B. über 30 oder 100 Jahre vorgenommen werden, als auch eine unendliche Kapitalisierung, bei der die Zahlungen für die Flächenbereitstellung nur aus den Zinserträgen des Kapitals erfolgen.

### Pflegesicherung

Neben der Sicherung der Flächenbereitstellung ist es bei fast allen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen erforderlich, über den gesamten Zeitraum Kapital zur Verfügung zu stellen, mit dem eine dauerhafte Pflege und Betreuung der Maßnahme gewährleistet werden kann. Der naturschutzfachliche Nutzen von Maßnahmen, die auf Pflege bzw. Bewirtschaftung angewiesen sind, stellt sich nur dann im gewünschten Umfang ein, wenn eben diese Pflege sichergestellt ist. Verbuschtes und/oder verbrachtes Extensivgrünland, überalterte oder kaum noch als Streuobstwiese erkennbare Bestände verdeutlichen, dass der dauerhaften Pflegesicherung aus naturschutzfachlicher Sicht ein deutlich höherer Stellenwert eingeräumt werden sollte. Für die Pflegesicherung wird, wie bei der Sicherung der Flächenbereitstellung, der Bedarf kalkuliert und ein kapitalisierter Betrag ermittelt. Hierbei hat insbesondere die Dauer der Pflegeverpflichtung erheblichen Einfluss auf die Höhe des Betrages. Da häufig in Plan- bzw. Genehmigungsverfahren die Fachbehörden von privaten Vorhabenträgern eine langfristige Flächensicherung, die erstmalige Maßnahmenherstellung und eine anschließende Pflege für 30 Jahre fordern, wurde auch für diesen Fall eine entsprechende monetäre Sicherungsvariante entwickelt.

In der folgenden Abbildung (Abb. 4) ist der Kapitalbedarf für die Umsetzung der Maßnahme „Blühstreifen auf Ackerland in der Kölner Bucht“ dargestellt. Der Kapital-

bedarf für die Flächen- und Pflegesicherung ist dabei zusammengefasst. Deutlich wird, dass die Sicherung über Grunderwerb einen gravierenden Einfluss auf die Höhe des Ausgangskapitals hat.



\* Am Ende der Vertragslaufzeit steht ein Kapital in Höhe des Grundstückswertes im Jahr 1 zur Verfügung  
 \*\* Am Ende der Vertragslaufzeit steht die Fläche zur Verfügung

**Abbildung 4** Kostenrelation verschiedener Sicherungs- bzw. Finanzierungsvarianten bei gleicher Kompensationsmaßnahme (Blühstreifen).

Unterschieden werden hier die Varianten der Sicherung über Grunderwerb (V1a und V2a) und über eine vertraglich-monetäre Sicherung (V1b und V2b). Beide Varianten werden jeweils für eine unendliche bzw. eine befristete Sicherung auf 30 Jahre dargestellt. Die Variante V1c stellt ein vertraglich-monetäres Sicherungsmodell dar, bei dem zu jeder Zeit und auch noch nach Ablauf der Vertragslaufzeit (hier 30 Jahre) ein vorher definierter

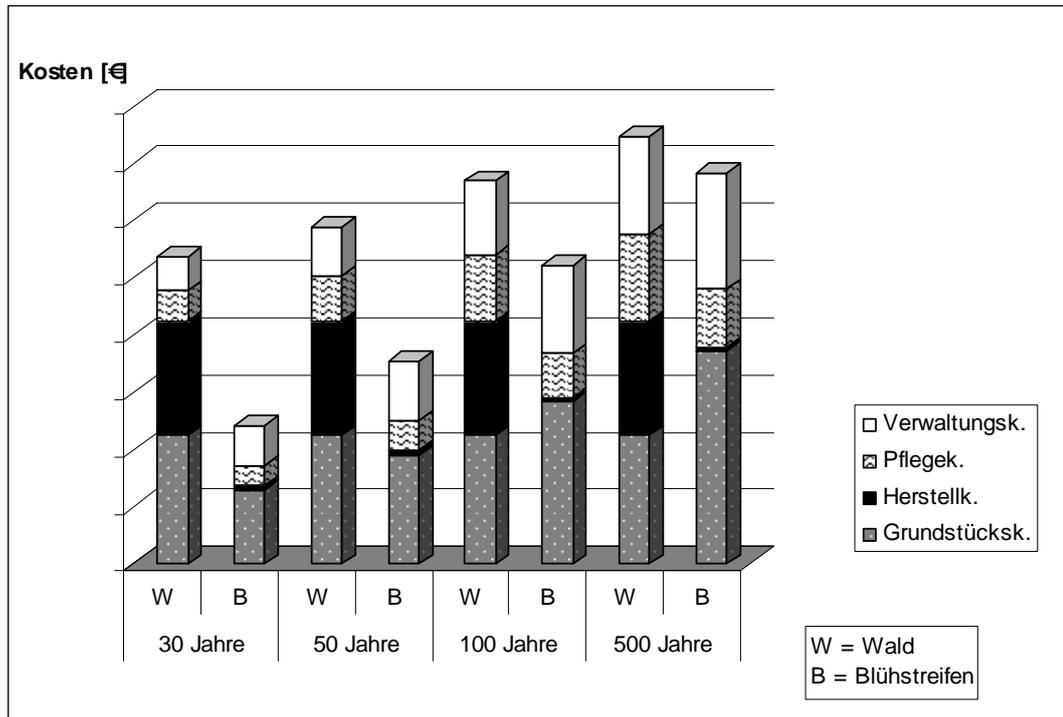
Geldbetrag zur Verfügung steht, der zum Grunderwerb genutzt werden kann. Damit wird sichergestellt, dass bei Umsetzungsproblemen durch Flächenerwerb nach dem herkömmlichen Model (Kauf/Grundbuch) die Fläche für den Naturschutz gesichert werden kann.

Wie zu erwarten, ist die vertragliche und zudem monetäre Sicherung kostengünstiger als die Sicherung über Grunderwerb. Aus der Darstellung wird aber auch deutlich, welche Defizite auftreten, wenn nach Grunderwerb und Herstellung die Finanzmittel für eine dauerhafte Pflege fehlen.

Wesentlich interessanter ist ein direkter Vergleich unterschiedlicher Maßnahmen, die einerseits über das Stiftungsmodell gesichert werden (z.B. Blühstreifen) und andererseits von konventionellen Maßnahmen (Anlage von Wald als vermeintlich kostengünstigste Maßnahmenvariante) mit Sicherung über Grunderwerb. Erhebliche Unterschiede sind in den hohen Anfangskosten der Gehölzpflanzung durch Grunderwerb (inkl. Nebenkosten) und die Herstellung der Pflanzung, sowie dann allerdings geringeren Pflege- und Betreuungskosten offensichtlich. Bei Anlage der Blühstreifen hingegen entstehen im ersten Jahr zwar Herstellungskosten, die sind jedoch wesentlich geringer. Die Grunderwerbskosten entfallen, allerdings sind neben den reinen Pflegekosten den Landwirten auch die Kosten der Bereitstellung für die Fläche in Höhe des Ertragsausfalls zu erstatten. LANA 1996 geht davon aus, dass dies auf Dauer kostenträchtiger sei. Die Abb. 5 zeigt, dass dies bei Berücksichtigung aller Kosten, gerade in Gebieten mit hohen Grunderwerbskosten, zumindest pauschal nicht unterstellt werden kann.

Bei dem Kostenvergleich werden für Wald die üblichen Herstellkosten (Pflanzung), der Grunderwerbskosten sowie die langfristigen Unterhaltungskosten (Pflege und Verwaltung) den Kosten für Blühstreifen (Herstellung, Unterhaltung und Grundstücksbereitstellung in Höhe des jährlichen Ertragsausfalls) gegenübergestellt. Hierbei werden nicht nur die üblichen Zeiträume (30 bis 100 Jahre), sondern auch sehr lange Zeiträume (500 Jahre) berücksichtigt.

Einerseits wird deutlich, dass die Herstellkosten für Blühstreifen deutlich geringer sind als für Wald. Andererseits sind die Unterhaltungskosten von Wald geringer als bei Blühstreifen. Die Grundstücksbereitstellungskosten sind anfänglich bei Wald, jedoch bei langfristiger Betrachtung bei Blühstreifen höher. Auch bei sehr langfristiger Betrachtung ergeben sich für Blühstreifen geringere Gesamtkosten als für Wald. Für den Kostenvergleich wurden eine Inflationsrate von 1,5 % und ein Zinssatz von 3 % zugrunde gelegt. Unberücksichtigt bleibt bei dieser Darstellung, dass ggf. in ferner Zukunft eine wirtschaftliche Nutzung des Waldes oder des Blühstreifens möglich sein könnte.



**Abbildung 5** Vergleich der langfristigen Gesamtkostenrelation unterschiedlicher Ausgleichsmaßnahmen.

## Kooperationsbereitschaft in der Landwirtschaft

Die Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen und damit auch die Kooperationsbereitschaft in der Landwirtschaft ist nicht nur von einer fairen Honorierung abhängig, sondern ebenso von zahlreichen weiteren Faktoren.

Eine grundsätzlich *positive Einstellung gegenüber Kulturlandschafts- und Naturschutz* ist wesentliche Voraussetzung für die Kooperationsbereitschaft. Probleme kann es geben, wenn z.B. negative Erfahrungen mit ordnungsrechtlichen Naturschutzvorhaben wie z. B. die Ausweisung von Schutzgebieten etc. gemacht wurden. Wichtig ist, dass eine *solide Vertrauensbasis* gegenüber dem Kooperationspartner vorhanden ist oder aufgebaut werden kann.

Weiterhin spielt die *Art und Weise der Kommunikation*, das gegenseitige Verständnis auch für abweichende Zielsetzungen und Vorstellungen sowie Lob, Anerkennung oder konstruktive Kritik eine wesentliche Rolle.

Neben den allgemeinen „zwischenmenschlichen“ Voraussetzungen kommt den *Vorgaben zur Art und zum Umfang der Leistung* und den damit verbundenen Konditionen eine zentrale Bedeutung zu. Die gewünschten Naturschutzleistungen dürfen nicht mit ökonomischen Nachteilen für den Landwirt verbunden sein und müssen in die Betriebsstruktur passen. Entscheidend ist, dass die erwarteten Leistungen in die betrieblichen Arbeitsabläufe zu integrieren sind. Hierzu gehören beispielsweise die Maschinen-

ausstattung oder auch die betriebliche Produktionsausrichtung (z.B. Viehhaltung, um Grünlandaufwuchs verwenden zu können). Zudem sind die Flächenausstattung bzw. Flächenverfügbarkeit, die Entfernung vom Hof oder auch die Hofnachfolge bzw. Personalsituation von Bedeutung.

Eine weitere wichtige Voraussetzung ist die *angemessene Honorierung* von Natur- schutzmaßnahmen. Grundlegende Basis hierfür sind der Aufwand für die Arbeits- leistung und/oder den Ertragsausfall, wobei auch ein zusätzlicher wirtschaftlicher Anreiz zu berücksichtigen ist. Darüber hinaus müssen auch andere betriebswirtschaftliche As- pekte betrachtet werden, wie z. B. ein möglichst geringer Verwaltungsaufwand, ein Min- destumfang der Maßnahmen bzw. Leistungen sowie ggf. steuerliche, versicherungstech- nische und sonstige Konsequenzen, die entstehen können, wenn landwirtschaftliche Be- triebe bestimmte Leistungen erbringen. Von besonderer Tragweite sind ggf. Eingriffe in die Wertigkeit von Grund und Boden. Wenn grundbuchliche Eintragungen gefordert werden, bedeutet dies zumeist einen erheblichen Verkehrswertverlust und somit auch Einschränkungen der Beleihbarkeit oder Veräußerung.



**Abbildung 6** Blühstreifen im ersten Sommer nach der Aussaat  
(Foto: Stiftung Rheinische Kulturlandschaft).

## Fazit

Im Rahmen des DBV-Bördeprojektes konnte aufgezeigt werden, dass für intensiv genutzte Bördelandschaften dringend eine naturschutzfachliche Prüfung der bisherigen Leitbilder und Maßnahmenkonzepte geboten ist, um der typischen schutzwürdigen Flora und Fauna dieser Landschaften Rechnung tragen zu können. Exemplarisch wurden für die Kölner Bucht Maßnahmenkonzepte und deren instrumentelle Umsetzung im Rahmen der Eingriffsregelung dargestellt. Die Erfahrungen zeigen, dass durch neue Möglichkeiten der dauerhaften Maßnahmensicherung, getragen durch einen geeigneten Maßnahmenträger und kombiniert mit einer vertraglich-monetären Sicherung („Stiftungsmodell“) naturschutzfachlich sinnvolle und zugleich landwirtschaftsverträgliche Maßnahmen wie z.B. Blühstreifen dauerhaft und erfolgreich umgesetzt werden können. Derartige Ansätze sind auch auf andere zahlreiche betriebs- und produktionsintegrierte Maßnahmen übertragbar und hierbei nicht nur ökologisch, sondern auch ökonomisch sinnvoll und finden zudem ein hohes Maß an Akzeptanz.

## Literatur

Dieser Bericht stellt eine Zusammenfassung einiger Teilbereiche des Abschlussberichtes zum Bördeprojekt des Deutschen Bauernverbands dar (s.u.).

- Finck, P., Hauke, U., Schröder, E., Forst, R. & Woithe, G. (1997) Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. *BfN-Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 50 (1).
- Gruttke, H, Kornacker, P.M. & Willecke, S. (1998) Effizienz eines neu angelegten Biotopstreifens als Ausbreitungskorridor in der Agrarlandschaft - Ergebnisse einer Langzeitstudie. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 58, S. 243-290.
- Knauer, N. (1993) *Ökologie und Landwirtschaft*. Stuttgart: Ulmer, 280 S.
- LANA (Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung) (1996) Methodik der Eingriffsregelung, Teil III. Vorschläge zur Anwendung. *Veröffentlichung der LANA*, Band 6, Stuttgart: Eigenverlag, 146 S.
- Muchow, T., Becker, A. & Schindler, M., (2007) Naturschutz in Börde-Landschaften durch Strukturelemente am Beispiel der Kölner-Bucht. *Abschlussbericht zum DBV-Bördeprojekt*. Veröffentlichung in 2007 geplant.
- Verhaag, E., Hemme, F., Irgang, M., Lenzen, W., Scholz, H. & Wenderdel, E. (2003) *Die Eingriffsregelung aus landwirtschaftlicher Sicht*. Münster: Johannes Burlage, 58 S.

# Wie berechnet man ökonomisch effiziente Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen?

Eine softwarebasierte Entscheidungshilfe auf Grundlage eines ökologisch-ökonomischen Modells

Karin Johst, Martin Drechsler, Frank Wätzold,  
Karin Ulbrich, Cornelia Ohl & Josef Settele

## 1 Einleitung

Kompensationszahlungen für Maßnahmen von Landnutzern zum Schutz gefährdeter Arten und Habitate sind inzwischen – etwa im Rahmen von Vertragsnaturschutzprogrammen – ein gängiges Instrument der Naturschutzpolitik und ein Mittel, Landwirtschaft und Naturschutz zu vereinbaren. Angesichts knapper staatlicher Finanzmittel in Deutschland hängt der Erfolg des Naturschutzes viel stärker als bisher auch davon ab, ob bei der Ausgestaltung dieser Kompensationszahlungen der Gedanke der ökonomischen Effizienz verfolgt wird. Eine nichteffiziente Naturschutzpolitik birgt zudem die Gefahr, dass langfristig die Akzeptanz in der Bevölkerung für Naturschutzmaßnahmen sinkt (Wätzold & Schwerdtner 2005). Unter ökonomischer Effizienz versteht man in Abhängigkeit von der naturschutzpolitischen Fragestellung entweder, dass für ein gegebenes Naturschutzbudget ein Höchstmaß an Naturschutz erzielt wird, oder dass ein bestimmtes Naturschutzziel mit minimalem finanziellem Aufwand erreicht wird (Wätzold & Schwerdtner 2005).



Aber wie kann man ökonomisch effiziente Kompensationszahlungen bestimmen? Wir haben zur Beantwortung dieser Frage ein modellbasiertes Verfahren entwickelt, das ökonomisches und ökologisches Wissen integriert, und mit dessen Hilfe in einer Region die

kosteneffizienten Landnutzungsformen und die entsprechenden Kompensationszahlungen für ein gegebenes Budget bestimmt werden können (Johst et al. 2002, Drechsler et al. 2005). Um unser Verfahren nicht nur in der wissenschaftlichen Fachpresse zu verbreiten, sondern auch potentiellen Nutzern und Naturschutzfachleuten zugänglich zu machen, haben wir es mit einer nutzerfreundlichen Oberfläche ausgestattet und als Nutzersoftware EcoEcoMod im Internet ([www.macman.ufz.de/tool](http://www.macman.ufz.de/tool)) öffentlich zugänglich gemacht (vgl. auch Ulbrich et al. 2007). Wir stellen in diesem Artikel sowohl die Nutzersoftware als auch das ihr zu Grunde liegende ökologisch-ökonomische Modellierverfahren vor und diskutieren potentielle Anwendungsgebiete. Wir erläutern die Funktionsweise des Verfahrens und seine Nutzung als Entscheidungshilfe am Beispiel eines Schutzkonzeptes für zwei gefährdete Schmetterlingsarten (den Ameisenbläulingen *Maculinea nausithous* und *M. teleius*) in der Pfälzischen Rheinebene. Das Verfahren kann jedoch im Prinzip auch auf andere zu schützende Arten angewandt werden. Für den Schutz sehr vieler Arten in einer Region ist es jedoch zu aufwendig, da nicht für jede zu schützende Art ein ökologisches Modell erstellt werden kann. Wir haben deshalb eine Methode entwickelt, die es uns gestattet, den ökologischen Nutzen von Habitatmosaiken mit verschiedenen Anteilen von artenfreundlichen Landnutzungsformen relativ einfach zu berechnen. Wir stellen am Ende diese Methode kurz vor, um einen Einblick in die ökologisch-ökonomische Modellierung von heterogenen und dynamischen Landschaften zu geben. Ein besonderer Fokus liegt auf der Darstellung, wie man mit der Komplexität von räumlich *und* zeitlich heterogener Landnutzung umgehen kann, denn das ist die theoretische Grundlage, um auch für den Vielartenschutz in Habitatmosaiken die ökonomische Effizienz von Kompensationszahlungen berechnen zu können.

## 2 Nutzer-Software EcoEcoMod zur Bestimmung der Kosteneffizienz von Naturschutzmaßnahmen

Die Software EcoEcoMod besteht aus einer Beschreibung des Naturschutzproblems und des ökologisch-ökonomischen Modellierverfahrens sowie einer interaktiven Nutzeroberfläche für Simulationen. Die entsprechende Windowsoberfläche ist in Abbildung 4 zu sehen.

Die Software ist an Nutzer mit Interesse an effizientem Naturschutzmanagement und an Nutzer mit Interesse am Schmetterlingsschutz gerichtet. Sie erlaubt es einerseits, durch individuelles Lernen zu verstehen, wie Kosteneffizienz im Naturschutz bestimmt werden kann, und andererseits, welche Konsequenzen die Berücksichtigung von Kosteneffizienz für die zu wählenden Naturschutzmaßnahmen und Kompensationszahlungen hat. Die Software kann in der Lehre an Universitäten und Fachhochschulen oder für die Entscheidungsfindung in Naturschutzbehörden eingesetzt werden und soll auch dazu dienen, die Sensibilität für Kosteneffizienz im Naturschutz zu steigern.

Die Software ist in Deutsch und Englisch verfügbar und ihre Benutzung ist kostenlos. Bevor jedoch die Simulationsoberfläche herunter geladen werden kann, muss der Nutzer akzeptieren, dass er die Software nicht für kommerzielle Zwecke nutzt. Um auch den

Entwicklern der Software einen Eindruck über die Menge der Abfragen und die Art der Nutzung zu vermitteln, wird außerdem um das Ausfüllen eines kurzen Formulars zum Motivationshintergrund gebeten. Verbesserungsvorschläge zur Software können per Email an die Entwickler weitergeleitet werden.

## 2.1 Beispiel: Kosteneffiziente Kompensationszahlungen zum Schutz der Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* und *M. teleius*

Die Software zeigt den Gedanken der Kosteneffizienz im Naturschutz am Beispiel von Kompensationszahlungen zum Schutz zweier gefährdeter Schmetterlingsarten, der Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* und *M. teleius*. Viele Arten sind direkt oder indirekt von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweisen abhängig. Die Ameisenbläulinge zum Beispiel benötigen offenes Grünland zum Überleben und sind deshalb von der Wiesenmahd abhängig. Sie gehören zu den in Deutschland gefährdeten Schmetterlingsarten (Abb. 1).

Die Hauptflugzeit der Schmetterlinge, während der sie ihre Eier auf dem Gemeinen Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) ablegen, liegt im Juli. Die Eier entwickeln sich in den darauf folgenden Wochen zu Larven, die auf die Erde fallen, um dort von Ameisen der Art *Myrmica rubra* bzw. *M. scabrinodis* adoptiert, in deren Nester getragen und über den Winter gefüttert zu werden. Für die Populationsdynamik der Schmetterlinge ist es wichtig, wann und wie oft eine Wiese gemäht wird. Eine Mahd zum falschen Zeitpunkt kann die Eiablage verhindern (wenn zur Flugzeit noch keine Wiesenknöpfe nachgewachsen sind) oder abgelegte Eier und Larven töten (wenn diese noch nicht in ein Ameisennest gelangt sind). Ohne Mahd kommt der Schmetterling jedoch nicht aus, da in diesem Fall der Wiesenknopf durch andere Pflanzenarten verdrängt wird, und zudem eine dichte Vegetation aufgrund ausbleibender Mahd ein für die Ameisen zu kühles Mikroklima erzeugt (Johst et al. 2006). Das Ausmaß solcher Strukturveränderungen hängt stark von der Produktivität des Standorts ab (Völkl et al. 2007).



**Abbildung 1** *Maculinea teleius* (links) und Wiesenbereich im Eußerbachtal (oben) (Fotos: J. Settele).

Die Abhängigkeit der Ameisenbläulinge vom Mahdregime erklärt, warum sie in den letzten Jahrzehnten so selten geworden sind. Zu früheren Zeiten wurden Wiesen zu unterschiedlichen Zeiten während der Frühjahrs- und Sommermonate gemäht, so dass stets eine genügende Zahl geeigneter Habitats zur Verfügung stand. Mit der Industrialisierung der Landwirtschaft wurde die Grünlandbewirtschaftung jedoch betriebswirtschaftlich optimiert, mit dem Ergebnis, dass Wiesen nahezu ausnahmslos (auch wenn es hier geringe regionale Unterschiede und Ausnahmen gibt) einmal Ende Mai und einmal Mitte Juli gemäht werden (dieses Mahdregime wird im folgenden als konventionelle Mahd bezeichnet; vgl. Zimmermann, 1958). Der zweite Mahdtermin fällt damit genau in die Flugzeit der Ameisenbläulinge. Um den Ansprüchen dieser Schmetterlingsarten gerecht zu werden, müsste das Mahdregime wenigstens auf einigen Wiesen umgestellt werden (z.B. indem man die zweite Mahd ausfallen lässt oder den Mahdzeitpunkt verschiebt). Ein solches Vorgehen würde bei den Landwirten jedoch zu Einnahmeverlusten führen, die einer Kompensation bedürfen.



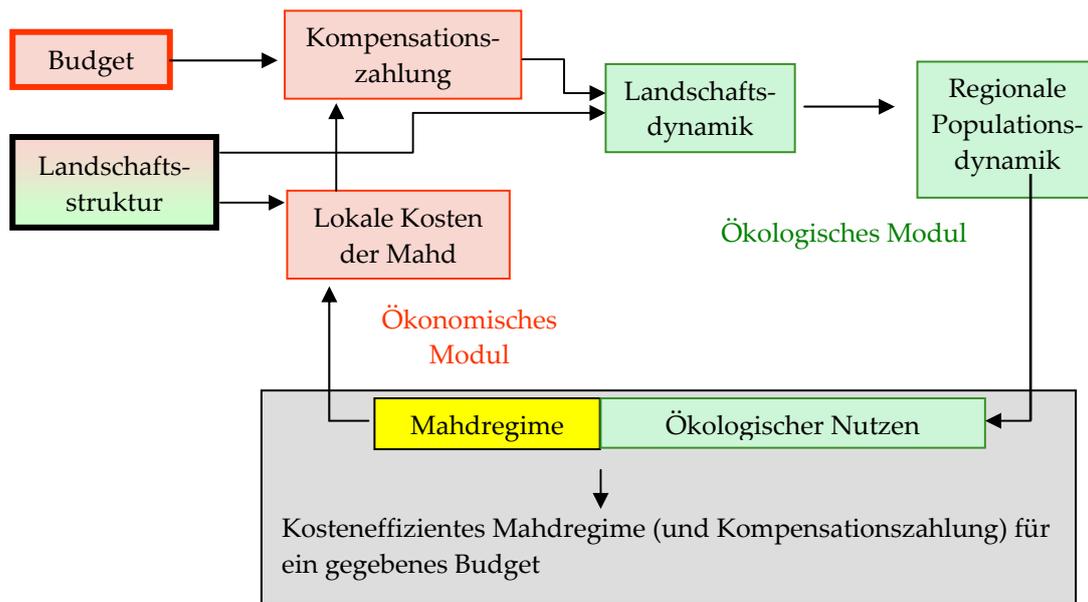
**Abbildung 2** Die Untersuchungsregion (schwarz: Siedlungen/Straßen; dunkelgrau: Wald/Gebüsch; hellgrau: offenes Nichtgrünland/Gewässer; weiß: Grünland). Die Abmessungen der Karte betragen 10 x 6 km<sup>2</sup> (Quelle: Wätzold et al. 2007).

Die ökologisch-ökonomische Analyse zum kosteneffizienten Schmetterlingsschutz wurde für eine Beispielregion östlich von Landau durchgeführt (Abb. 2). Für diese Region existiert eine GIS-basierte Landnutzungskarte mit einer Auflösung von 20x20 m<sup>2</sup>, die eine Klassifizierung der Landschaft in vier relevante Typen erlaubt. Diese Klassifizierung ist für die Bestimmung des ökologischen Nutzens verschiedener Formen der Wiesenmahd von Bedeutung. Im Folgenden wird das der Software zugrunde liegende ökologisch-ökonomische Modellierverfahren kurz beschrieben, eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens befindet sich in Wätzold et al. 2007.

## 2.2 Ökologisches und ökonomisches Modul als Grundlage der Nutzer-Software

Um die ökonomische Effizienz von Kompensationszahlungen zu ermitteln, ist es notwendig, sowohl *ökologisches* Wissen über den Einfluss von Naturschutzmaßnahmen auf die zu schützende Art, als auch *ökonomisches* Wissen über die Kosten dieser Naturschutzmaßnahmen zu integrieren (Johst et al. 2002, Wätzold et al. 2006). Grundlage der Software sind deshalb zwei Module (Abb. 3). Im ökonomischen Modul werden die Kosten der ausgewählten Schutzmaßnahmen bestimmt, und darauf aufbauend die Kompensationszahlungen, die notwendig sind, um die Landnutzer zur Durchführung von Naturschutzmaßnahmen zu veranlassen. Im ökologischen Modul werden mit Hilfe eines ökologischen Simulationsmodells die Wirkungen der ausgewählten Schutzmaßnahmen auf die Population(en) der gefährdeten Art(en) quantitativ bestimmt. Da Zufallsprozesse in Populationsdynamiken eine große Rolle spielen (z.B. Wettereinflüsse), wird der ökologische Nutzen einer Schutzmaßnahme als Mittelwert einer Anzahl von Simulationsläufen dargestellt, z.B. die im Mittel von der Art besiedelte Fläche, die Überlebenswahrscheinlichkeit oder die mittlere Lebensdauer einer Population.

In Anlehnung an die meisten Naturschutzprogramme in Deutschland wird außerdem davon ausgegangen, dass allen Landwirten in einer Region eine bestimmte Landnutzungsform in gleicher Höhe vergütet wird, die Kompensationen also homogen und nicht nach den Kosten der Landwirte gestaffelt sind. Bei unterschiedlichen Kosten für den Naturschutz auf Seiten der Landwirte kommt es dadurch zu einer Überkompensation bestimmter Landwirte. Um diese Form der Ineffizienz zu vermeiden, müssten die Kompensationszahlungen individuell angepasst werden. Für die gleiche Maßnahme würden dann unterschiedlich hohe Kompensationszahlungen geleistet. Unter Fairnessgesichtspunkten und auch auf Grund der hohen Informationsanforderungen wird ein solches Vorgehen oftmals jedoch abgelehnt. Wir gehen davon aus, dass die Landwirte an Programmen teilnehmen, wenn unter Berücksichtigung ihrer Einstellung zu Naturschutzfragen die Kompensationszahlungen mindestens die Kosten decken.



**Abbildung 3** Struktur des modellbasierten ökologisch-ökonomischen Verfahrens zur Bestimmung effizienter Kompensationszahlungen. Für die Beschreibung der beiden Module siehe Text.

### 2.2.1 Ökonomisches Modul: Kostenbestimmung für verschiedene Mahdregime

Einnahmeverluste der Landwirte bei Umstellung von der konventionellen Mahd auf ein alternatives Mahdregime werden als Opportunitätskosten  $c$  bezeichnet und mit Hilfe von agrarökonomischen Berechnungen bestimmt (diese sind ausführlich in Bergmann 2005 dargelegt). Zusätzlich müssen aber auch administrative Kosten gedeckt werden, die durch die Teilnahme am Naturschutzprogramm anfallen (Wätzold et al. 2007). Hierfür setzen wir einen Wert von  $k = 100\text{€}/\text{ha}$  an, so dass die Kompensationszahlung größer als  $c + k$  sein muss, um einen Landwirt zur Teilnahme an dem Programm zu bewegen.

Da es sich bei den von Bergmann (2005) ermittelten Opportunitätskosten und bei der Abschätzung der administrativen Kosten um Mittelwerte handelt, wird die individuelle Variabilität zwischen den Landwirten (die sich beispielsweise durch ihre Einstellung zum Artenschutz unterscheiden können) und den Betrieben (die sich zum Beispiel durch die Ausstattung mit Mahdmaschinen unterscheiden können) nicht berücksichtigt. Wir beziehen diese Variabilität ein, indem wir davon ausgehen, dass die Kosten vom Mittelwert  $c + k$  um bis zu 10 % nach oben oder unten abweichen können. Da nicht bekannt ist, bei welchem Landwirt und Betrieb welche Abweichung vorhanden ist, wird sie zufällig „ausgewürfelt“. Für ein gegebenes Budget wird nun die Wiese, für die die Kosten am niedrigsten sind, dem Programm zugeordnet, dann die Wiese, für die die Zahlungen am zweitniedrigsten sind und so weiter, bis das Produkt aus der Gesamtfläche der teilnehmenden Wiesen multipliziert mit den Kosten (pro Fläche) der teuersten Wiese gerade

das Budget ergibt. Die zugehörige Kompensationszahlung entspricht dann den Kosten der teuersten Wiese, so dass diese gerade noch am Programm teilnimmt.

### **2.2.2. Ökologisches Modul: Nutzenbestimmung für verschiedene Mahdregime**

Auf Wiesen, deren Kosten höher als die Kompensationszahlungen sind, wird weiter konventionell gemäht, auf Wiesen, deren Kosten kleiner sind, wird das gewünschte Mahdregime angewendet. Auf Grund der Kostenstruktur entsteht deshalb eine Landschaftsstruktur aus am Programm teilnehmenden (mit dem geänderten Mahdregime arbeitenden) und nicht teilnehmenden (konventionell gemähten) Wiesen. Um die Auswirkungen dieser verschiedenen Mahdregimes und damit der Landschaftsstruktur auf die Populationen der Ameisenbläulinge zu bestimmen, wurde ein ökologisches Simulationsmodell entwickelt, welches den natürlichen Lebenszyklus der Schmetterlinge vereinfacht nachvollzieht (Johst et al. 2006). Der Zeitpunkt der Mahd (in welcher Woche eines Jahres die Mahd erfolgt) in Relation zur Zeit der Eiablage der Schmetterlinge bestimmt dabei die direkte Mortalität von Eiern und Larven durch Abschneiden der Eiablage- und Futterpflanze (Wiesenknopf). Die Häufigkeit der Mahd (jährliches Mähen, Mähen alle zwei Jahre usw. mit jeweils ein oder zwei Schnitten pro Jahr) bestimmt indirekt die Mortalität von Eiern und Larven, da sie Auswirkungen auf das Vorkommen der Eiablagepflanzen und Ameisennester hat.

Auf der Landschaftsebene können durch den Austausch von Schmetterlingen während der Flugzeit die Populationsdynamiken auf den einzelnen Wiesen gekoppelt sein, so dass Wiesen, auf denen aktuell keine Ameisenbläulinge vorhanden sind, wiederbesiedelt werden können. Dieser Prozess, der das Überleben einer Art auf Landschaftsebene begünstigt, wird im Modell durch eine Wahrscheinlichkeit beschrieben, mit der ein Schmetterling seine Wiese, auf der er geschlüpft ist, verlässt und eine andere Wiese erreicht, wo er dann seine Eier ablegt. Die Erreichbarkeit hängt von der Distanz der Zielwiese ab und ob für Schmetterlinge unwegsames Gelände zwischen den Wiesen (Gebäude, Wald) liegt (siehe auch Abb. 2). Beides erhöht die Mortalität während des Fluges und vermindert so die Kopplung zwischen den Wiesen.

Als Indikator für den ökologischen Nutzen eines Mahdregimes wurde die mittlere Gesamtfläche von Wiesen, die nach 20 Simulationsjahren von Schmetterlingen bevölkert ist, gewählt.

## **2.3 Die Ermittlung des ökonomisch effizienten Mahdregimes mit Hilfe der softwarebasierten Entscheidungshilfe**

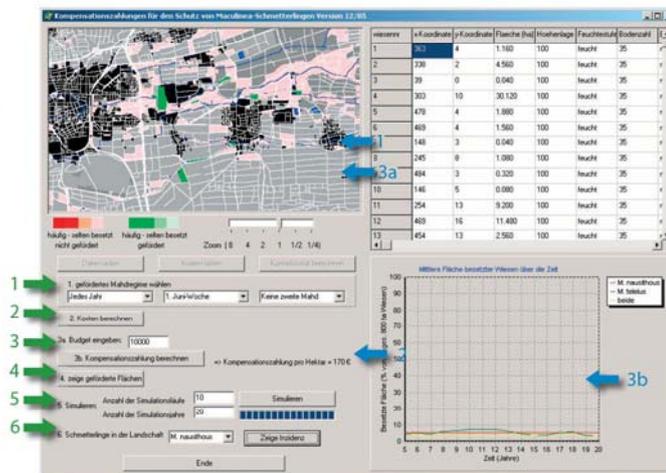
Mit der softwarebasierten Entscheidungshilfe können nun für ein beliebiges Budget das ökonomisch effiziente Mahdregime, also das Mahdregime, das für ein gegebenes Budget die günstigsten Auswirkungen auf die Schmetterlingspopulationen hat, und die dazu gehörenden Kompensationszahlungen bestimmt werden.

## Simulations-Software für die Entscheidungshilfe:

In unserer Fallstudie werden GIS-Daten für die geografische Karte und die Landschaftsstruktur für das Gebiet Landau geladen, das 800 ha Grünland umfasst. Auf dieser Basis werden die erforderlichen Kompensationszahlungen pro ha berechnet.

### Nutzereingabe und Aktionen:

1. Auswahl eines geförderten Mahdregimes : /Mahdhäufigkeit (z.B. jedes Jahr)/ /Zeitpunkt des ersten Schnittes (z.B. letzte Maiwoche)/ /Zeitabstand zum zweiten Schnitt (z.B. sechs Wochen)/
2. Start der Kostenkalkulation für das ausgewählte Regime
- 3.a Auswahl eines Budgets (für das Gesamtgebiet von 800 ha Grünland)
- 3.b Berechnungen der Kompensationszahlungen pro ha
4. Anzeige der geförderten Fläche
5. Simulation zur Ermittlung der ökologischen Auswirkungen auf den geförderten Flächen  
Auswahl der Anzahl der Simulationsrechnungen/ /Auswahl des Zeithorizonts/ /Start der Simulation/
6. Auswahl der Falterart(en) und Anzeige der Vorkommen (siehe Ausgabe)



### Ausgabe

1. Geförderte Wiesen (grün); nicht geförderte Wiesen (rot)
2. Kompensationszahlungen pro ha für Landwirte, die das geförderte Mahdregime anwenden (das vom Nutzer ausgewählt wurde)
3. Prognostizierte Wiesenfläche auf der Schmetterlinge anzutreffen sind (als Ergebnis des ausgewählten Mahdregimes)  
(a) räumliche Verteilung (dunkel = häufig anzutreffen, hell = selten anzutreffen)  
(b) zeitliche Entwicklung

**Abbildung 4** Nutzeroberfläche der Simulations-Software. Auf der Oberfläche ist links oben eine GIS-basierte Karte der Region zu sehen, rechts oben eine Datenbank, die sämtliche kostenrelevanten Daten für die einzelnen Wiesen enthält, links unten die Auswahlbereiche für verschiedene Eingabegrößen (Mahdregime, Budget, Anzahl der Simulationsläufe und -jahre, Auswahl der Art) und rechts unten eine Graphik, die die Auswirkungen auf die Schmetterlingspopulationen zeigt. Die Software basiert auf den Daten des Untersuchungsgebiets bei Landau; prinzipiell ist aber auch das Einlesen von Daten aus anderen Regionen möglich.

### Input

Der Benutzer kann ein zur Verfügung stehendes Budget und ein als Naturschutzmaßnahme gewünschtes Mahdregime eingeben (wann soll gemäht werden, soll einmal oder zweimal im Jahr gemäht werden, wie viele Wochen sollen zwischen erster und zweiter Mahd liegen). Die Kosten pro Wiese für dieses vom üblichen Mahdregime abweichende Mahdregime werden im oben beschriebenen ökonomischen Modul durch Klicken des Schalters „Kostenberechnung“ berechnet (Abb. 4).

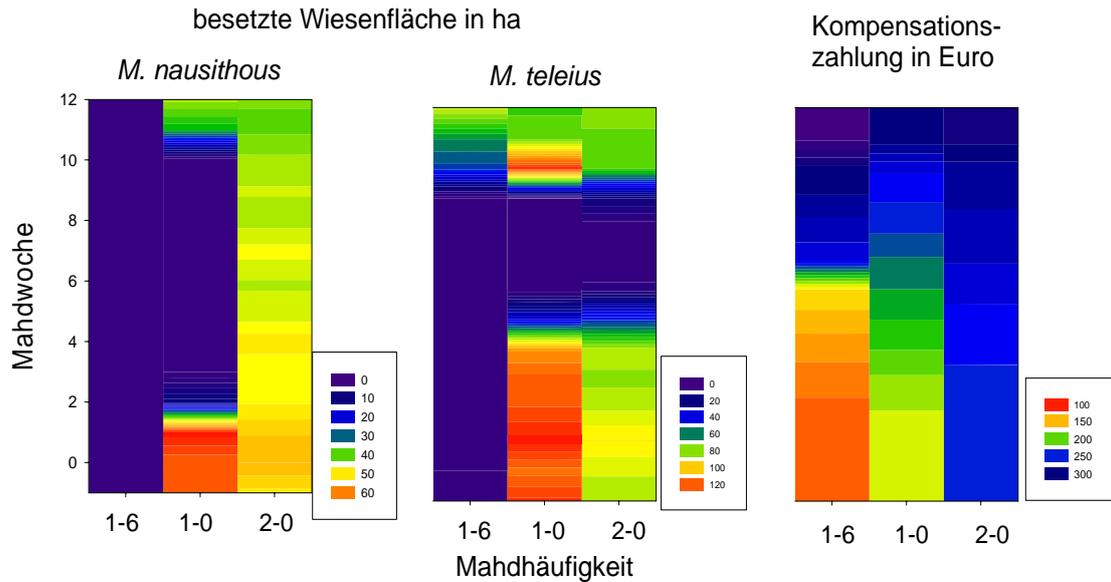
Nach Eingabe der Anzahl der Simulationsläufe und des Zeithorizonts, über den die Simulation laufen soll, werden durch Klicken des Schalters „Simulation“ im ökologischen Modul nun die ökologischen Auswirkungen (d.h. die Lage und Gesamtfläche der von Schmetterlingen bevölkerten Wiesen) berechnet.

### Output

Die Software zeigt dann an, welche Wiesen nach dem gewünschten Mahdregime gemäht werden, wie hoch die notwendigen Kompensationszahlungen sind und wie groß die zu erwartende Gesamtfläche der von Schmetterlingen bevölkerten Wiesen ist. Durch einen Vergleich dieser Gesamtfläche für verschiedene Mahdregime bei einem gegebenen Budget kann das kosteneffiziente Mahdregime identifiziert werden.

Als Beispiel werden in Abb. 5 die Ergebnisse für 42 ausgewählte Mahdregime und ein Budget von 10.000 Euro dargestellt. Die Abb. zeigt, dass ein zweischüriges jährliches Mahdregime mit der zweiten Mahd im Abstand von 6 Wochen (Kodierung 1-6), wozu auch die konventionelle Mahd gehört, für beide Arten sehr nachteilig ist (die bevölkerte Wiesenfläche ist für alle Mahdwochen null oder nahezu null). Eine einschürige jährliche Mahd (1-0) in den frühen Mahdwochen Ende Mai/Anfang Juni hat für beide Schmetterlingsarten Vorteile. Diese Mahdwochen würden jedoch mit den Anforderungen anderer Programme (z.B. für Wiesenbrüter) kollidieren. Das Mahdregime mit einem guten Ergebnis für beide Schmetterlinge und einer Mahdwoche außerhalb des Wiesenbrüterprogramms ist in diesem Beispiel eine Mahd alle zwei Jahre (2-0) Ende August (Mahdwochen 11 oder 12). Abb. 5 zeigt, dass die von *M. nausithous* besetzte Fläche dann etwa 40 ha und die von *M. teleius* besetzte Fläche etwa 80 ha groß ist. Um dieses Mahdregime in der betrachteten Region zu implementieren, müssten den Landwirten Kompensationszahlungen in Höhe von etwa 300 Euro pro ha gezahlt werden. Dieses Mahdregime wird auch bei der Analyse der Agglomerationszahlungen im Artikel von Drechsler et al. in diesem Band zugrunde gelegt.

Nach Völkl et al. (2007) sind allerdings auch zahlreiche zweifach gemähte Bestände mit individuenreichen Vorkommen der Falter bekannt, so dass ein solches Mahdregime nicht generell verworfen werden kann, soweit die Mahdzeitpunkte und die zeitlichen Abstände zwischen den beiden Schnitten passend gewählt sind. Auf besonders produktiven Flächen besteht bei einmaligen oder noch selteneren Schnitten aufgrund der verhältnismäßig hohen Nährstoffversorgung die Gefahr einer massiven Veränderung des Pflanzenbestandes mit Folgen sowohl für die Vorkommen der Eiablagepflanzen als auch der Ameisennester. Solche produktiven Standorte wurden bei Johst et al. (2006) und somit auch im Rahmen der vorliegenden Studie nicht betrachtet. Diese Aspekte sind aber grundsätzlich zu beachten, da dann andere Mahdregimes günstig sein können.



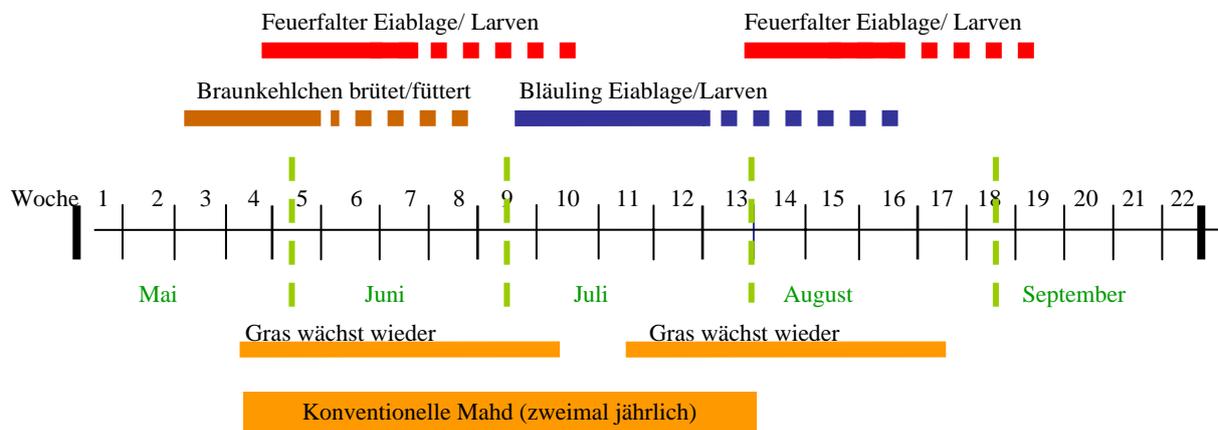
**Abbildung 5** Ergebnisse der Software für ein gegebenes Budget von 10.000 Euro. Ökologischer Nutzen (links und Mitte) für die beiden zu schützenden Schmetterlingsarten und notwendige Kompensationszahlungen (rechts) für 42 verschiedene Mahdregime, die durch die Mahdhäufigkeit (x-Achse) und die Woche der (ersten) Mahd (y-Achse) charakterisiert sind. Die Mahdhäufigkeit wird durch eine Zahlenkombination (a - b) beschrieben. Bei a = 1 handelt es sich um jährliche Schnitte, bei a = 2 um Schnitte alle zwei Jahre. Die zweite Zahl gibt an, ob es sich um ein einschüriges (b = 0; nur eine Mahd pro Mahdjahr) oder ein zweischüriges Mahdregime (zwei Schnitte pro Mahdjahr) handelt. B = 6 bedeutet 6 Wochen Abstand zwischen den beiden Schnitten. Die Mahdwochen von Ende Mai bis Ende August werden durchnummeriert von -1 bis 12 (Woche 1 ist die erste Juniwoche). Die Farbskala von blau nach rot bedeutet in Bezug auf den ökologischen Nutzen, dass die von Schmetterlingen besetzte Wiesenfläche zunimmt, und in Bezug auf die Kompensationszahlungen, dass diese pro Hektar abnehmen.

### 3 Zukünftiges Vorhaben (in Arbeit): Verallgemeinerung des ökologisch-ökonomischen Modellierverfahrens zur Bestimmung kosteneffizienter raumzeitlicher Habitatmosaike für den Biodiversitätsschutz

#### 3.1 Problemstellung

Die beschriebenen Ergebnisse zeigen, dass es für den Schutz vieler Arten schwer werden kann, eine Landnutzungsform zu finden, die für alle Arten gleich vorteilhaft ist. Selbst zwei ähnliche Schmetterlinge haben nur teilweise überlappende Anforderungen an Mahdtermine und Mahdhäufigkeiten (die zudem z.B. durch unterschiedliche Nährstoffversorgung geografisch sehr variieren können). Ein Ausweg aus dieser homogenen

Landnutzung sind Habitatmosaiken (Benton et al. 2003), die sich aus Teilflächen verschiedener Landnutzungsformen zusammensetzen, die für jeweils eine Art oder für einen Teil von Arten von Vorteil sind, und so die Bedürfnisse vieler Arten besser abdecken können. Eine Herausforderung solcher Habitatmosaiken von Landnutzungsformen ist, dass sie nicht nur einen räumlichen, sondern auch einen zeitlichen Kontext haben. Sowohl die räumlichen Anteile einer Landnutzungsmaßnahme als auch die Zeitpunkte ihrer Durchführung und die von ihnen verursachten Habitatqualitätsdynamiken können den ökologischen Nutzen eines Habitatmosaiks beeinflussen. Abbildung 6 veranschaulicht diese Problematik exemplarisch am Beispiel des Schutzes dreier unterschiedlicher Grünlandarten: Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Ameisenbläuling (*Maculinea nausithous*) und Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*), welche alle in den Anhängen der FFH-Richtlinie aufgeführt sind.



**Abbildung 6** Visualisierung der unterschiedlichen Reproduktionsbiologie dreier Grünlandarten in Relation zur Habitatqualitätsdynamik (Wachstum des Grasses) während der „konventionellen Mahd“. Einzelheiten siehe Text.

Der Reproduktionserfolg dieser Arten hängt von der Wiesenmahd ab, jedoch haben sie ganz unterschiedliche Anforderungen an den Mahdzeitpunkt. Das Braunkehlchen gehört zu den Wiesenbrütern und legt 5 - 7 Eier von Mitte Mai bis Anfang Juni. Die anschließende Brutzeit dauert etwa zwei Wochen, die Nestlinge werden dann weitere zwei Wochen im Nest gefüttert. Das Braunkehlchen wird deshalb ebenso wie der Bläuling besonders durch die konventionelle Mahd (siehe Abschnitt 2.1.) gefährdet, da das Überleben von Eiern bzw. Nestlingen oder Larven durch den ersten bzw. beim Bläuling durch den zweiten Schnitt stark reduziert oder unmöglich wird. Der Große Feuerfalter als Beispiel für eine Art mit zwei Reproduktionsphasen im Jahr kann besser überleben, würde aber durch eine Verschiebung des Mahdzeitpunktes nach hinten im Jahr leiden. Hinzu kommt, dass nicht nur der Vorgang der Mahd selbst (durch mechanisches Töten von Gelegen) den Reproduktionserfolg beeinflusst, sondern auch das anschließende Wachs-

tum des Grases. Da dieses Wachstum über mehrere Wochen erfolgt (in Abb. 6 durch die orangefarbenen Balken visualisiert), unterliegt die Qualität des Habitats einer Dynamik, die artenspezifisch sein kann. Das Braunkehlchen zum Beispiel benötigt hohes Gras zum Brüten, welches etwa drei bis vier Wochen nach einer Mahd wieder zur Verfügung steht, während das Heranwachsen bzw. Erblühen der Eiablagepflanzen von Bläuling und Feuerfalter etwas länger dauern kann. Insgesamt zeigt die Abbildung, dass die Reproduktionsphasen der Arten sich zwar teilweise überlappen, sie jedoch in Abhängigkeit von der Länge der Reproduktionsphase in Relation zur Habitatqualitätsdynamik unterschiedlich stark von einem bestimmten Mahdtermin betroffen werden.

### **3.2 Herausforderungen bei der Bestimmung des ökologischen Nutzens raumzeitlicher Habitatmosaik**

All diese Prozesse und ihre Interaktionen möglichst realitätsnah in einem ökologischen Modell zu simulieren, würde bedeuten, ein umfangreiches individuenbasiertes Modell für jede Art zu erstellen, welches in der Lage ist, die ökologischen Wirkungen jeder möglichen Zusammensetzung eines Habitatmosaiks zu berechnen. Eine solche Herangehensweise ist jedoch weder für den Biodiversitätsschutz praktikabel, noch ist sie vom Modellier- und Datenerfassungsaufwand ohne Einschränkungen durchführbar. Wir gehen deshalb einen anderen Weg. Wir sehen in einer *möglichst einfachen, aber ausreichend flexiblen* Berücksichtigung der Wechselwirkung zwischen Landschafts- und Reproduktionsdynamik die Basis für eine nutzerfreundliche Anwendung und die Kommunizierbarkeit unserer Methode für den Naturschutz.

Wie oben an den Beispiellarten erläutert, ist das Habitatmosaik ‚raumzeitlich‘ in dem Sinne, dass auf unterschiedlich großen Flächen unterschiedliche Maßnahmen zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt werden. Landnutzungsformen sind also durch eine bestimmte Landnutzungsmaßnahme, den Zeitpunkt ihrer Anwendung innerhalb der Reproduktionszeit der Arten und der daraus folgenden Wechselwirkung zwischen Landschafts- und Reproduktionsdynamik charakterisiert. Eine Vereinfachung mit möglichst geringen Verlusten an Flexibilität und an Vertrauenswürdigkeit der Ergebnisse stellt auf Grund dieser Komplexität eine große Herausforderung an die Modellentwicklung dar.

### **3.3 Kurzdarstellung der Modelliermethode zur Berechnung des ökologischen Nutzens raumzeitlicher Habitatmosaik**

Als einen ersten Schritt zur Lösung dieser Aufgabe haben wir ein Modellkonzept und einen Indikator entwickelt, mit welchem die ökologischen Effekte beliebiger raumzeitlicher Habitatmosaik berechnet werden können. Wir nutzen dabei die Tatsache, dass für ein Ranking von raumzeitlichen Habitatmosaik nur relative Indikatoren des ökologischen Nutzens notwendig sind, d.h. wie sich eine Größe bei einer Änderung der Anteile der verschiedenen Landnutzungsformen relativ zu einem Referenzwert (z.B. einer zu

wählenden homogenen Landnutzung) ändert. Wir gehen außerdem davon aus, dass die verschiedenen Landnutzungsformen die Qualität des Reproduktionshabitats der betrachteten Arten und damit ihre Nachkommenzahl unterschiedlich beeinflussen.

Als Einzelarten-Indikator für den ökologischen Nutzen eines Habitatmosaiks betrachten wir daher die relative Überlebenswahrscheinlichkeit von Nachkommen einer Art und bezeichnen diese als spezifischen Reproduktionserfolg. Obwohl hier auf den Reproduktionserfolg fokussiert wird, kann das Modellkonzept grundsätzlich in der gleichen Art und Weise auch dann angewendet werden, wenn die Landnutzung nicht die Reproduktion, sondern das Überleben der erwachsenen Tiere beeinflusst.

Um die Wechselwirkungen zwischen Habitatqualitätsdynamik und Reproduktionsdynamik erfassen zu können, wird eine Reproduktionssaison im Modell in kleinere Zeitschritte (z. B. Wochen) aufgeteilt. Sowohl die Habitatqualitätsdynamik (in unserem Beispiel das Wachstum des Grases nach der Mahd) als auch die Reproduktionsdynamik (mit welcher Wahrscheinlichkeit Nachkommen in bestimmten Wochen des Jahres produziert werden – im Folgenden als Kohorten bezeichnet – und wie lange diese Kohorten auf eine bestimmte Habitatqualität angewiesen sind, z.B. durch Füttern von Jungvögeln im Nest) können damit auf einfache Weise zeitdiskret beschrieben werden. Deshalb sind Grundwissen über die zeitliche Veränderung der Habitatqualität als Folge einer Landnutzungsmaßnahme und Grundwissen über die Reproduktionsbiologie der Arten in Form von Beginn, Struktur und Dauer der Reproduktionsphase notwendig. Die Wechselwirkung beider Dynamiken wird durch die zeitlich veränderliche Überlebenswahrscheinlichkeit einer Kohorte von Woche zu Woche als Funktion des Zeitpunktes der Landnutzungsmaßnahme und der folgenden zeitlich veränderlichen Habitatqualität berücksichtigt. Der Reproduktionserfolg einer Art für eine bestimmte Landnutzungsform ergibt sich dann durch die Aufsummierung der überlebenden Kohorten. Da der Beginn der Reproduktion von Jahr zu Jahr auf Grund unterschiedlicher Witterungsbedingungen variieren kann, wird der mittlere Reproduktionserfolg aus einer Anzahl von Simulationsläufen bestimmt.

Der mittlere Reproduktionserfolg muss für alle betrachteten Landnutzungsformen berechnet werden. Die anschließende Gewichtung dieser Reproduktionserfolge mit den relativen Habitatanteilen der verschiedenen Landnutzungsformen in einem Habitatmosaik ergibt dann den spezifischen Reproduktionserfolg einer Art im betrachteten Mosaik.

Um von diesem Indikator für den Einzelartenschutz zu einem Biodiversitätsindikator zu kommen, der die ‚Güte‘ bzw. den ökologischen Nutzen eines Mosaiks bezüglich des Vielartenschutzes quantifizieren kann, wurden zwei Forderungen berücksichtigt: (1) die Summe der Reproduktionserfolge der Einzelarten soll möglichst groß sein und (2) *alle* Arten sollen einen von Null verschiedenen, möglichst gleich hohen Reproduktionserfolg haben. Wenn man die artspezifischen relativen Reproduktionserfolge miteinander vergleichen will, kommt jedoch ein zusätzlicher Aspekt ins Spiel, der bisher noch nicht quantifiziert wurde: verschiedene Arten können unterschiedlich große Habitatflächen für einen gleich hohen Reproduktionserfolg benötigen. Arten können sich in ihrem Flächen-

anspruch für eine überlebensfähige Population sowohl bezüglich der Anzahl der Individuen als auch bezüglich des Flächenbedarfs eines einzelnen Individuums unterscheiden (für Schmetterlinge siehe z.B. Settele & Reinhardt 2000). Diese Unterschiede in den Flächenansprüchen können berücksichtigt werden, indem man den artspezifischen Reproduktionserfolg auf eine Flächeneinheit bezieht. Durch einen solchen Korrekturfaktor bekommen Arten mit hohem Flächenanspruch relativ kleinere Reproduktionserfolge pro Flächeneinheit zugeschrieben. Das wiederum kann in dem entwickelten Biodiversitätsindikator zu Änderungen und damit zu einem veränderten Ranking der verschiedenen Habitatmosaiken führen.

### **3.4 Herausforderungen bei der Bestimmung und Implementierung kosteneffizienter raumzeitlicher Habitatmosaiken**

Die Bestimmung der Kosten raumzeitlicher Habitatmosaiken stellt keine besondere Herausforderung dar, sondern kann im Prinzip analog zur Bestimmung der Kosten für Schutzmaßnahmen einzelner Arten erfolgen. So wären zum Beispiel die Kosten für potenzielle Schutzmaßnahmen für die in Abschnitt 3.1 beschriebenen gefährdeten Arten in der Region Landau mit den in Abschnitt 2 beschriebenen Kosten der einzelnen Mahdregime identisch und könnten für die Bestimmung kosteneffizienter raumzeitlicher Habitatmosaiken in dieser Region übernommen werden. Bei Kenntnis dieser Kosten kann nun mit Hilfe numerischer Optimierung dasjenige Habitatmosaik ermittelt werden, welches den oben beschriebenen Biodiversitätsindikator maximiert.

Mit dieser Optimierung kann zwar bestimmt werden, welche Flächen in einer Region wie bearbeitet werden müssen, damit ein bestimmtes raumzeitliches Habitatmosaik kosteneffizient entsteht. Eine besondere Herausforderung stellt sich jedoch für die Implementierung, wenn Kompensationsprogramme – wie in Europa allgemein üblich – auf der freiwilligen Teilnahme von Landnutzern basieren. Das Grundproblem besteht dabei darin, dass um ein Mosaik von unterschiedlichen Maßnahmen zu erzeugen, unterschiedliche Landnutzer unterschiedliche Maßnahmen durchführen müssen. Ohl et al. (2006) zeigen, dass für bestimmte Kosten- und Nutzenfunktionen der Landwirte ein Habitatmosaik auf freiwilliger Basis nicht zustande kommt. Dies liegt daran, dass bei einer bestimmten Struktur der Kompensationszahlungen, die beispielsweise eine Maßnahme A mit hohen Zahlungen attraktiv macht, alle Landnutzer an dieser Maßnahme teilnehmen wollen und kein Landnutzer an einer anderen Maßnahme B. Werden nun die Zahlungen für die Maßnahme B erhöht, um die Landnutzer zur Teilnahme an B anzuregen, so kann dieses Ziel zwar erreicht werden, allerdings nur unter der Bedingung, dass alle Landnutzer an B teilnehmen wollen und keiner mehr an A. Aus diesem Ergebnis ziehen Ohl et al. (2006) die Schlussfolgerung, verstärkt über Politikmaßnahmen zu forschen, die in der Lage sind, Landnutzer auf freiwilliger Basis dazu zu bewegen, in einer Region ein Habitatmosaik zu erzeugen.

## 4 Zusammenfassung

Naturschutzpolitik und -forschung haben bisher vernachlässigt, dass naturschutzpolitische Instrumente sich am Kriterium der ökonomischen Effizienz orientieren sollten. In diesem Beitrag wird eine softwarebasierte Entscheidungshilfe für Naturschutzmanager vorgestellt, die über das Internet zugänglich ist und mit deren Hilfe ökonomisch effiziente Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen in einer landwirtschaftlich genutzten Region bestimmt werden können. Das der Software zugrunde liegende modellbasierte ökologisch-ökonomische Verfahren wird am Beispiel eines Schutzkonzeptes für zwei gefährdete Schmetterlingsarten (den Ameisenbläulingen *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius*) erläutert, es ist aber im Prinzip auch auf andere zu schützende Arten anwendbar. In der Software wird davon ausgegangen, dass alle am Programm teilnehmenden Landwirte die gleiche Landnutzungsmaßnahme durchführen und die gleiche Kompensationszahlung erhalten.

Wir stellen außerdem ein Modellkonzept vor, mit welchem die ökologischen Effekte in einem Habitatmosaik berechnet werden können. Habitatmosaiken verschiedener Landnutzungsformen können im Kontext von Biodiversitätsschutz von Vorteil sein, da sie die verschiedenen Bedürfnisse vieler Arten besser abdecken können. Der raumzeitliche Kontext eines Mosaiks erhöht jedoch die Komplexität der Modellierung, denn nicht nur die Anteile der Landnutzungsmaßnahmen, sondern auch ihre unterschiedlichen Dynamiken und die Zeitpunkte ihrer Durchführung beeinflussen den ökologischen Nutzen eines Mosaiks und damit die Bestimmung ökonomisch effizienter Kompensationszahlungen. Eine möglichst einfache Berechnung ist deshalb eine große Herausforderung an die ökologisch-ökonomische Modellierung und die Basis für eine nutzerfreundliche Anwendung für den Naturschutz. Wir schlagen als Indikator einen spezifischen Reproduktionserfolg vor, der den ökologischen Nutzen von raumzeitlichen Habitatmosaiken relativ einfach quantitativ erfassen kann, der aber auch flexibel genug ist, um unterschiedlichen artenspezifischen Anforderungen an Habitatgröße und Dynamik Rechnung zu tragen. Abschließend haben wir auf Schwierigkeiten hingewiesen, die entstehen können, wenn ein Habitatmosaik mit Hilfe von Kompensationszahlungen für Landnutzer auf freiwilliger Basis erzeugt werden soll.

## Dank

Wir danken Holger Loritz und Holger Bergmann für wertvolle Diskussionsbeiträge im Rahmen der Entwicklung dieses Beitrages.

## Literatur

- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, S. 182-188.
- Bergmann, H. (2004) Berechnung von Kosten für Maßnahmen zum Schutz von gefährdeten Maculinea-Arten. UFZ discussion paper 2/2004, Leipzig, 61 S. (<http://www.ufz.de/data/ufz-diskussionspapier2-20041180.pdf>).
- Drechsler, M., Wätzold, F., Johst, K., Bergmann, H. & Settele, J. (2005) A model-based approach for designing cost-effective compensation payments for conservation of endangered species in real landscapes. UFZ discussion paper 02/2005, Leipzig, 26 S. ([http://www.ufz.de/data/Disk\\_Papiere\\_2005-022445.pdf](http://www.ufz.de/data/Disk_Papiere_2005-022445.pdf)).
- Johst, K., Drechsler, M., & Wätzold, F. (2002) An ecological-economic modelling procedure to design effective and efficient compensation payments for the protection of species. *Ecological Economics* 41 (1), S. 37-49.
- Johst, K., Drechsler, M., Thomas, J. & Settele, J. (2006) Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* 43 (2), S. 333-342.
- Ohl, C., Drechsler, M., Johst, K., & Wätzold, F. (2006) Managing Land Use and Land Cover Change in the biodiversity context with regard to Efficiency, Equality and Ecological Effectiveness. UFZ discussion papers 03/2006, Leipzig. (<http://www.ufz.de/data/dp2006034483.pdf>).
- Settele, J. & Reinhardt, R. (2000) Ökologie der Tagfalter Deutschlands: Grundlagen und Schutzaspekte. Settele, J., Feldmann, R. & Reinhardt, R. (Hrsg.) *Die Tagfalter Deutschlands*. Stuttgart: Ulmer. S. 60-123.
- Ulbrich, K., Drechsler, M., Wätzold, F., Johst, K. & Settele, J. (2007) A software tool for designing cost-effective compensation payments for conservation measures. *Environmental Modelling and Software* (im Druck).
- Völkl, R., Schiefer, T., Bräu, M., Stettmer, C., Binzenhöfer, B. & Settele, J. (2007) Auswirkungen von Mahdtermin und -turnus auf Populationen der Ameisen-Bläulinge *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* - Ergebnisse mehrjähriger Habitatanalysen in Bayern. *Naturschutz und Landschaftsplanung* (im Druck).
- Wätzold, F., Drechsler, M., Armstrong, C.W., Baumgärtner, S., Grimm, V., Huth, A., Perrings, C., Possingham, H.P., Shogren, J.F., Skonhøft, A., Verboom-Vasiljev, J. & Wissel, C. (2006) Ecological-economic modeling for biodiversity management: Potential, pitfalls, prospects. *Conservation Biology* 20 (4), S. 1034-1041.
- Wätzold, F. & Schwerdtner, K. (2005) Why be wasteful when preserving a valuable resource? – A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy. *Biological Conservation* 123, S. 327-338.
- Wätzold, F., Drechsler, M., Johst, K., Bergmann, H. & Settele, J. (2007) Ein modellbasiertes Verfahren zur Entwicklung ökonomisch effizienter Kompensationszahlungen für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten. *Natur und Landschaft* Heft 4, 82. Jahrgang.

Zimmermann, M. (1958) Schlipf – Praktisches Handbuch der Landwirtschaft.  
(32. Auflage) Hamburg: Parey, 415 S.



# Agglomerationsbonus: Ein innovatives Element der Ausgestaltung von Kompensationszahlungen für räumlich strukturierten Artenschutz

Martin Drechsler, Karin Johst & Frank Wätzold

## 1 Einleitung

Ein wichtiger Teil des Biodiversitätsschutzes in Deutschland und Europa erfolgt durch Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen, die von Landnutzern auf freiwilliger Basis durchgeführt werden. Ein typisches Beispiel für solche Kompensationszahlungen sind Vertragsnaturschutzprogramme. Bei der Ausgestaltung dieser Programme besteht eine besondere Herausforderung dann, wenn ein verbesserter Biodiversitätsschutz dadurch erzielt werden kann, dass die Artenschutzmaßnahmen in einer bestimmten räumlichen Lage zueinander angeordnet sind. Zum Beispiel kann es der Schutz einer Art verlangen, dass die Maßnahmen auf nahe beieinander gelegenen Flächen durchgeführt werden, damit die Art von einer Fläche zur anderen dispergieren kann.

Aber wie müssen Kompensationszahlungen ausgestaltet sein, damit eine bestimmte räumliche Konfiguration erreicht wird? Typischerweise erhält bei Kompensationszahlungen jeder Landnutzer für die Durchführung einer bestimmten Artenschutzmaßnahme die gleiche Zahlung – unabhängig von der Nähe seiner Fläche zu anderer Flächen mit Maßnahmen. Bei einer solchen Ausgestaltung werden diejenigen Landnutzer teilnehmen, für die sich dies bei der entsprechenden Höhe der Zahlung lohnt. Eine gewünschte räumliche Konfiguration von Flächen mit Schutzmaßnahmen wird dadurch aber im Allgemeinen nicht entstehen. Amerikanische Ökonomen (vgl. Parkhurst et al. 2002) haben nun den Vorschlag gemacht, Zahlungen für Artenschutzmaßnahmen an das Erreichen einer aus Artenschutzsicht vorteilhaften räumlichen Konfiguration zu knüpfen. Ihr Vorschlag ist es, den Landnutzern eine Zahlung, die sie „Agglomerationsbonus“ nennen, nur dann zukommen zu lassen, wenn die artenschützend bewirtschafteten Flächen in einer bestimmten räumlichen Anordnung zueinander stehen.<sup>1</sup>

---

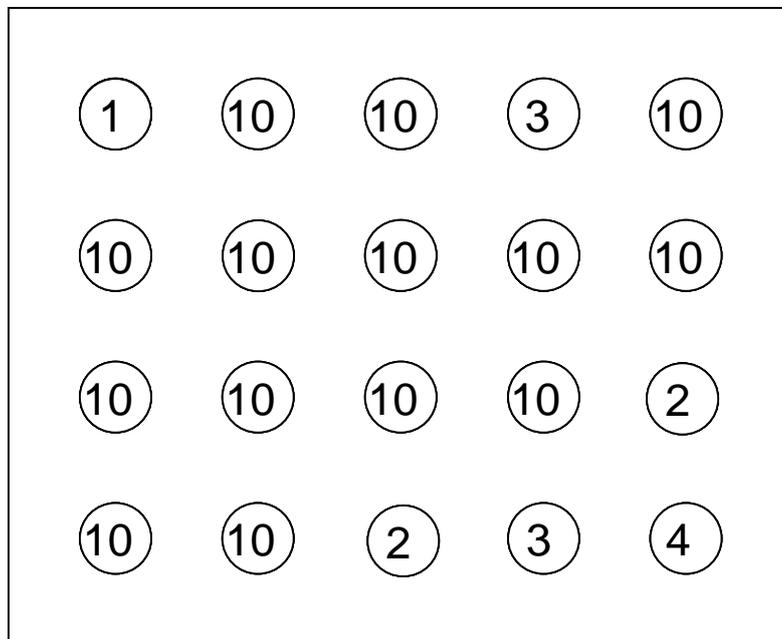
<sup>1</sup> Parkhurst et al. (2002) schlagen eine Zahlung mit zwei Komponenten vor. Zum einen soll jeder Landnutzer eine raumunabhängige Grundkompensation für die Artenschutzmaßnahme erhalten. Eine zweite Zahlung, der Agglomerationsbonus, soll dann erfolgen, wenn es gelingt, eine gewünschte räumliche Konfiguration bei den Maßnahmen herzustellen. Um mögliche Vorteile eines Agglomerationsbonus einfacher herausarbeiten zu können, gehen wir in unserem Beitrag im Folgen-

Das Ziel unseres Beitrags ist es, zu untersuchen, inwieweit sich durch die Anwendung eines Agglomerationsbonus Effizienzgewinne erzielen lassen. Unter Effizienzgewinnen verstehen wir an dieser Stelle, dass für ein gegebenes Naturschutzbudget mehr Artenschutz erreicht werden kann, wenn die Zahlungen in Form eines Agglomerationsbonus erfolgen, anstatt dass sie raumunabhängig ausgestaltet sind. Im anschließenden Abschnitt 2 stellen wir die Idee eines Agglomerationsbonus mit Hilfe eines erdachten Zahlenbeispiels in einer hypothetischen Landschaft vor. In Abschnitt 3 zeigen wir dann in einer Fallstudie, dass durch einen Agglomerationsbonus für Maßnahmen zum Schutz des gefährdeten Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (*Maculinea teleius*) unter bestimmten Bedingungen ein höherer Schutz zu erzielen ist als durch raumunabhängige Kompensationszahlungen.

## 2 Idee des Agglomerationsbonus

### 2.1 Ausgangsproblem

Um die Vorteile eines Agglomerationsbonus zu erkennen, betrachten wir zur Illustration eine hypothetische Landschaft (Abb. 1), auf der Landnutzern Zahlungen für artenschutzfreundliche Maßnahmen angeboten werden, die das Überleben einer gefährdeten Art sichern sollen.

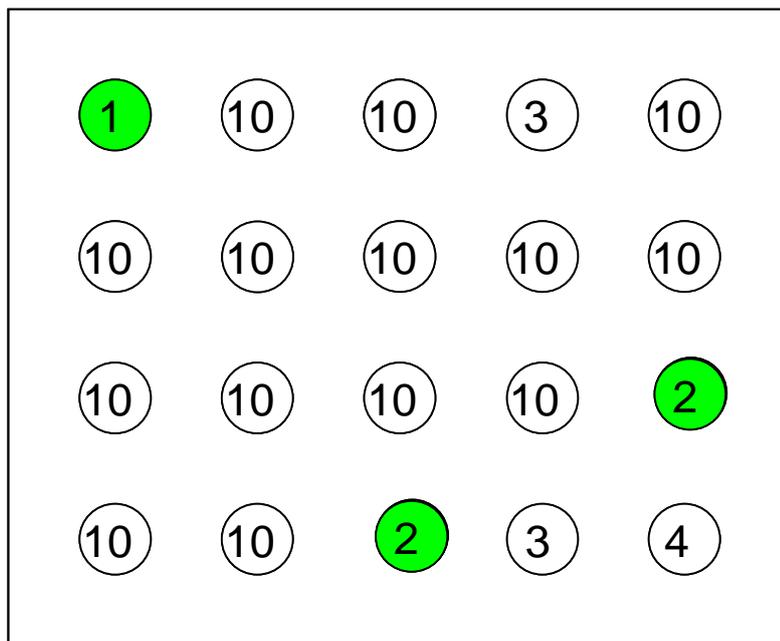


**Abbildung 1**  
Hypothetische Landschaft mit 20 Flächen identischer Größe  $a$ . Die Zahlen geben an, wie viel es kosten würde, die Bewirtschaftung der jeweiligen Fläche so umzustellen, dass die Fläche als Habitat für eine gefährdete Art geeignet ist.

den davon aus, dass bei einem Agglomerationsbonus eine Zahlung nur dann erfolgt, wenn eine bestimmte räumliche Anordnung erreicht wird, d.h. wir ignorieren die Grundkompensation.

Die Fläche, auf der die Artenschutzmaßnahme finanziell am günstigsten durchzuführen ist, liegt links oben, wo die Maßnahme eine Geldeinheit (der Einfachheit: 1€) kostet. Auf allen anderen Flächen wäre die Maßnahme teurer. Würde für das Überleben der Art eine einzelne Fläche ausreichen, so würde man dem Landnutzer der Fläche links oben eine Zahlung anbieten, die leicht über den Kosten von 1€ liegt, z.B. 1,1€. Wenn wir unterstellen, dass die in Abb. 1 genannten Kosten alle Kosten der Programmteilnahme des Landnutzers abdecken, so ist es für ihn profitabel, die Zahlung von  $p = 1,1€$  anzunehmen und die Maßnahme zu den Kosten von  $c = 1€$  durchzuführen, da er hierdurch gegenüber der bisherigen Bewirtschaftung einen Gewinn von  $g = p - c = 0,1€$  erzielt.<sup>2</sup>

Gehen wir nun aber davon aus, dass eine Fläche für das Überleben der Art nicht ausreicht. Dann muss eine höhere Zahlung  $p$  angeboten werden, um auch andere Landnutzer dazu zu bewegen, die Artenschutzmaßnahme durchzuführen. Dazu ist in dem Beispiel von Abbildung 1 mindestens eine Zahlung von  $p > 2€$ , beispielsweise  $p = 2,1€$  nötig. In diesem Fall ist der Gewinn für die Landnutzer der grün markierten Flächen (Abb. 2) positiv, so dass diese an dem Artenschutzprogramm teilnehmen.



**Abbildung 2** Die hypothetische Landschaft aus Abb. 1. Grün markiert sind die Flächen, die bei einer Zahlung von  $p = 2,1€$  artenschutzfreundlich bewirtschaftet werden.

<sup>2</sup> Wir unterstellen, dass Landnutzer an dem Programm teilnehmen, wenn dies für sie profitabel ist. Dies ist für den Zweck dieses Beitrages, die Untersuchung des Agglomerationsbonus, eine angemessene Annahme. In der Realität spielen selbstverständlich auch andere Faktoren bei der Partizipationsentscheidung eine Rolle wie beispielsweise Interesse des Landnutzers am Artenschutz.

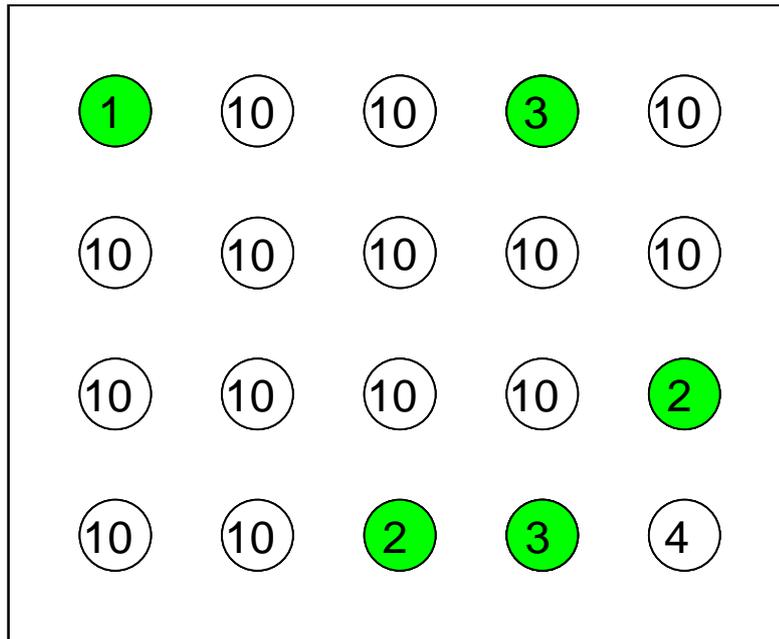
Das notwendige Budget beträgt  $B = 3 \times 2,1\text{€} = 6,3\text{€}$ , da die Zahlung von  $p = 2,1\text{€}$  an jeden der drei Landnutzer gezahlt werden muss. Es entspricht der üblichen Ausgestaltung von Artenschutzprogrammen, dass die Zahlungen nicht nach Landnutzern differenziert werden.

Zum Ergebnis ist zum einen hervorzuheben, dass bei einer Zahlung von  $p = 2,1\text{€}$  der Landnutzer der Fläche links oben weit mehr erhält, als ihn die Durchführung der Maßnahme kostet ( $c = 1,1\text{€}$ ). Er macht damit einen Gewinn ( $g = 1,1\text{€}$ ), der weit über dem der beiden anderen Landnutzer (jeweils  $g = 0,1\text{€}$ ) liegt. Wäre es möglich, die Zahlungen  $p$  individuell an den Kosten der Landnutzer zu orientieren, d.h., dem Landnutzer der links-obigen Fläche  $p_1 = 1,1\text{€}$  und den beiden anderen  $p_2 = 2,1\text{€}$  anzubieten, so wäre derselbe ökologische Effekt für ein Budget von nur  $B = 5,3\text{€}$  zu erzielen.

Zum anderen ist anzumerken, dass sich häufig nicht nur die Kosten von Maßnahmen räumlich unterscheiden, sondern auch ihre ökologischen Wirkungen. Ein typischer Grund dafür ist die eingeschränkte Mobilität vieler Organismen. Die Fläche links oben ist beispielsweise sehr stark von den anderen beiden Flächen isoliert, so dass ein Individuenaustausch zwischen der Fläche links oben und den anderen beiden Flächen schwierig sein kann. Der Grad der Schwierigkeit hängt selbstverständlich von der räumlichen Skala und der betrachteten Art ab. Beträgt der Abstand  $d$  zwischen benachbarten Flächenstücken beispielsweise 1km, so ist es für einen Singvogel kein Problem, die Distanz zwischen den Flächen links oben und recht unten zu überbrücken. Für einen Tagfalter oder gar Laufkäfer wird es dagegen schwieriger sein.

Nun besagt die Theorie der Metapopulationen (z.B. Frank et al. 1994; Hanski 1999), dass das Überleben einer Art in einer fragmentierten Landschaft (in der das Gesamthabitat also nicht zusammenhängt, sondern in Habitatfragmente unterteilt ist) sehr sensitiv davon abhängt, wie gut der Individuenaustausch zwischen den einzelnen Fragmenten funktioniert. Damit hat die Artenschutzmaßnahme auf der Fläche links oben eine verhältnismäßig geringe Wirkung, und es wäre ökologisch weit effektiver, dieselbe Maßnahme auf einer Fläche rechts unten durchzuführen.

Am kostengünstigsten wäre hier die Fläche, auf der die Durchführung der Maßnahme 3€ kostet. Auf dieser Fläche wird die Artenschutzmaßnahme jedoch nur bei einer Zahlung von  $p = 3,1\text{€}$  durchgeführt. Da diese Zahlung jedoch allen Landnutzern angeboten werden muss, ergibt sich das Ergebnis nach Abbildung 3.



**Abbildung 3** Die hypothetische Landschaft aus Abb. 1. Grün markiert sind die Flächen, die bei einer Zahlung von  $p = 3,1\text{€}$  artenschutzfreundlich bewirtschaftet werden.

Wie geplant hat sich rechts unten ein ökologisch effektives Habitatnetzwerk herausgebildet. Nach wie vor müssen jedoch Zahlungen für die Fläche links oben und zudem für eine weitere – ökologisch ebenfalls wenig effektive – Fläche rechts oben geleistet werden. Da die Zahlungen überdies auf  $3,1\text{€}$  angewachsen sind, hat sich das notwendige Budget gegenüber der Situation von Abbildung 2 fast verdreifacht: auf einen Wert von  $B = 5 \times 3,1\text{€} = 15,5\text{€}$ . Dies bedeutet, dass für einen Teil der Maßnahmen weit mehr gezahlt wird, als diese tatsächlich an Kosten verursachen. Es stellt sich damit die Frage, wie man die Kosteneffizienz der Artenschutzmaßnahmen steigern kann.

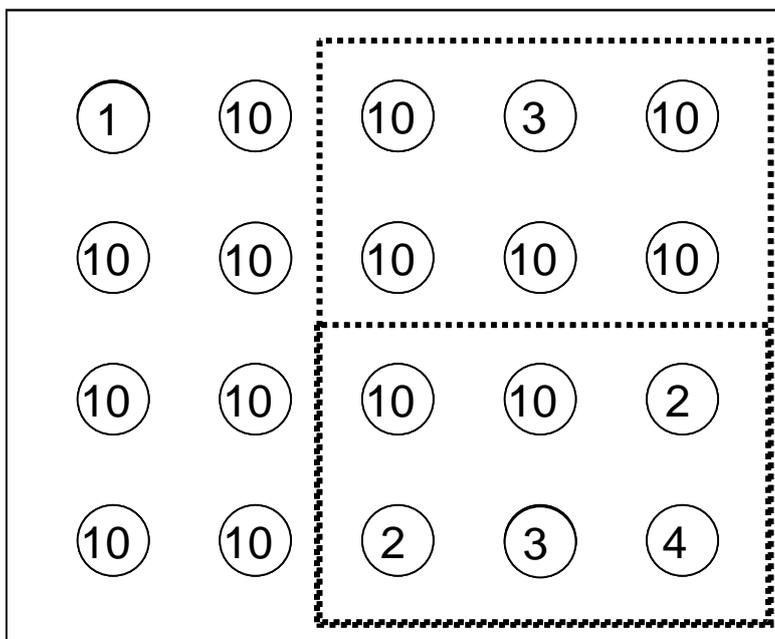
## 2.2 Anreiz zur räumlichen Agglomeration

Ausgangspunkt der Überlegungen, wie man das im vorigen Abschnitt skizzierte Artenschutzprogramm effizienter machen kann, ist die Beobachtung, dass Schutzmaßnahmen für viele Arten effektiver werden, wenn sie in räumlicher Nähe zueinander durchgeführt werden (z.B. Frank et al. 1994; Hanski 1999). Somit stellt sich die Frage, wie man es erreicht, dass ausschließlich nahe zusammen liegende Flächen am Programm teilnehmen. Die im Folgenden präsentierte Idee basiert auf dem Vorschlag, Zahlungen für Naturschutzmaßnahmen an den räumlichen Kontext der Maßnahmen zu knüpfen (Parkhurst et al. 2002). Konkret erhält ein Landnutzer bei Durchführung einer Artenschutzmaßnahme einen finanziellen Bonus („Agglomerationsbonus“), wenn einer oder mehrere seiner unmittelbaren Nachbarn ebenfalls die Maßnahme durchführen. Dadurch wird ein finanzieller Anreiz zu (räumlicher) Kooperation zwischen den einzelnen Landnutzern gesetzt.

In der Ökonomie werden solche Kooperationsprobleme mit Hilfe der Spieltheorie analysiert. Diese beschäftigt sich (unter anderem) mit der Frage, unter welchen Umständen Kooperationslösungen zustande kommen können, wenn jeder Akteur seinen eigenen Gewinn maximiert. Parkhurst et al. (2002) demonstrieren sowohl mathematisch-theoretisch als auch experimentell (indem sie in einer Art Laborexperiment mit realen Personen die Entscheidungssituation, die sich Landbesitzern im Falle des Agglomerationsbonus stellt, nachstellen), dass der Agglomerationsbonus zur gewünschten Kooperation zwischen Landnutzern führt.

Das Ziel der Arbeit von Parkhurst et al. (2002) war, ein exakt definiertes räumliches Arrangement von Maßnahmen (beispielsweise einen Habitatkorridor zur Verringerung von Landschaftszerschneidung) zu erreichen. Das im vorangegangenen Abschnitt geschilderte Problem ist von etwas anderer Natur. Dort geht es nicht um ein ganz bestimmtes Arrangement, sondern darum, zu verhindern, dass Artenschutzmaßnahmen in einer Region zu weit verstreut werden. Mit anderen Worten, der Abstand zwischen zwei Flächen, auf denen Artenschutzmaßnahmen durchgeführt werden, soll nicht zu groß werden – eben maximal so groß, dass die zu schützende Art die Distanz zwischen den Flächen gut überbrücken kann.

Mathematisch lässt sich das so ausdrücken, dass die Gesamthabitatfläche pro Landschaftsflächeneinheit einen bestimmten Wert nicht unterschreiten darf. In dem Beispiel von Abbildung 4 könnte man z.B. fordern, dass in einem Landschaftsausschnitt der Größe  $6d^2$  ( $d$  ist der Abstand zwischen zwei senkrecht bzw. waagrecht benachbarten Flächen) mindestens drei Habitate der Größe  $a$  liegen müssen. Eine Möglichkeit, dies zu erreichen, sind drei Habitate in dem rechts-unteren Ausschnitt der Region (Abb. 4) oder auch sechs Habitate in einem doppelt so großen Landschaftsausschnitt (rechts in Abb. 4).



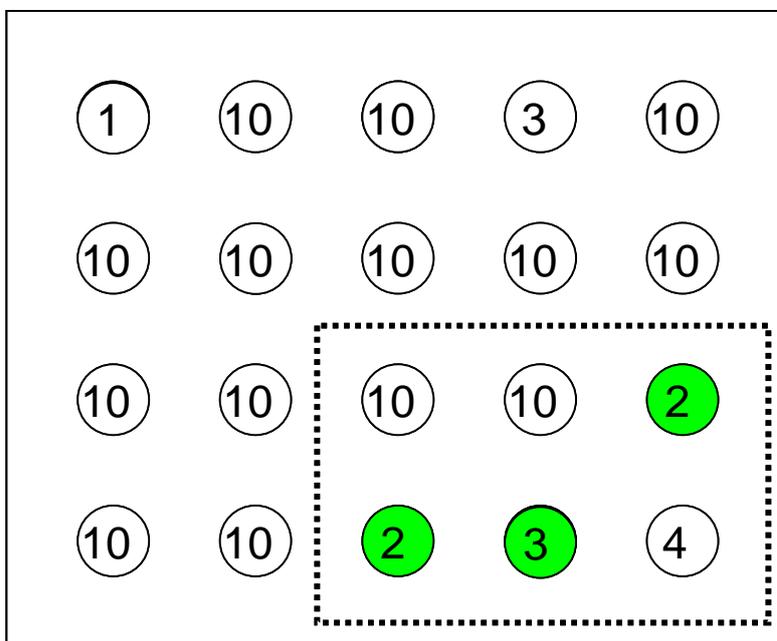
**Abbildung 4**

Die Landschaft aus Abbildung 1. Der Abstand zwischen zwei senkrecht bzw. waagrecht benachbarten Flächen beträgt  $d$ . Das rechts-untere Rechteck umfasst damit eine Fläche von  $6d^2$ , das große rechte die doppelte Fläche ( $12d^2$ ). Jedes der darin enthaltenen Habitate hat die Fläche  $a$ .

Habitatfläche zu Landschaftsfläche (im Folgenden mit  $f_{\min}$  bezeichnet)<sup>3</sup> bestimmt sich durch die Eigenschaften der zu schützenden Art. Eine sehr wanderungsfähige Art benötigt lediglich ein geringes, eine wanderungsunfähige Art hingegen ein hohes Verhältnis.

Um die gewünschte räumliche Aggregation von Habitatflächen zu erzielen, wird das Angebot der Kompensationszahlung  $p$  nun an die Bedingung geknüpft, dass die Maßnahme in einem Landschaftsausschnitt durchgeführt wird, der – durch die Maßnahmen anderer Landnutzer – das besagte Mindestverhältnis  $f_{\min}$  erreicht oder überschreitet. Um zu verhindern, dass viele kleine und ökologisch wenig effektive Landschaftsausschnitte entstehen, wird zusätzlich gefordert, dass Maßnahmen nur in einem einzigen Landschaftsausschnitt gefördert werden (in Abb. 4 beispielsweise nur in dem oberen oder nur in dem unteren Rechteck). Wo genau dieser Abschnitt in der Landschaft liegt und wie groß er ist, liegt in der Entscheidung der Landnutzer in der Region. Wie im nächsten Abschnitt deutlich werden wird, bestimmt sich die Größe des Landschaftsausschnitts unter anderem durch die Höhe der Agglomerationszahlung  $p$ .

Betrachten wir nun zwei mögliche Agglomerationsboni. Zunächst sei wie in der Situation von Abbildung 3 die Zahlung  $p = 3,1\text{€}$ ; jetzt aber geknüpft an die Bedingungen eines Mindestflächenverhältnisses von  $f_{\min} = 3a/6d^2$ . Geht man davon aus, dass zum einen der Gewinn eines jeden Landnutzers nicht negativ sein darf und zum anderen die Landnutzer der Region ihren Gesamtgewinn, d.h. die Summe der Gewinne der einzelnen Landnutzer, maximieren, so ergibt sich das in Abbildung 5 dargestellte Ergebnis:



**Abbildung 5**  
Das Ergebnis des Agglomerationsbonus.

<sup>3</sup> Im Beispiel ist  $f_{\min} = 3a/(6d^2) = a/(2d^2)$ .

Der Gesamtgewinn ist maximiert, wenn die Artenschutzmaßnahmen auf den drei grün markierten Flächen durchgeführt werden. Ein ökologisch effektives (wenn auch nicht sehr großes) Netzwerk von Habitaten ist entstanden, bei einem notwendigen Budget von  $B = 3 \times 3,1\text{€} = 9,3\text{€}$ . Gegenüber der Situation von Abbildung 3 ist dies für die Behörde eine beträchtliche Kosteneinsparung von 40 Prozent.

Diese Einsparung kann noch größer sein, wenn man unterstellt, dass zwischen den einzelnen Landnutzern Zahlungen – so genannte Seitenzahlungen – erfolgen. Eine Seitenzahlung kann im Rahmen eines Verhandlungsprozesses dazu dienen, einen Landnutzer zur Kooperation (d.h. zur Teilnahme an dem Artenschutzprogramm) zu bewegen, der ohne diese Seitenzahlung nicht dazu bereit wäre. Zur Erläuterung nehmen wir einmal an, der Agglomerationsbonus betrage nicht  $p = 3,1\text{€}$  sondern nur  $p = 2,6\text{€}$ . In diesem Fall wäre der Gewinn aus der Durchführung der Artenschutzmaßnahme auf der mittleren der drei grünen Flächen negativ ( $g = 2,6\text{€} - 3\text{€} = -0,4\text{€}$ ), d.h. der Besitzer der Fläche würde an dem Artenschutzprogramm nicht teilnehmen wollen. Ohne seine Fläche würde das Habitat-Netzwerk mit dem Mindestverhältnis  $3a/(6d^2)$  jedoch nicht zustande kommen und die beiden anderen Landnutzer würden ihren möglichen Gewinn einbüßen. Beide haben daher ein Interesse, den Nutzer der Fläche zwischen ihren Flächen zur Durchführung der Artenschutzmaßnahme zu bewegen. Dies können sie erreichen, indem sie ihm jeweils eine Seitenzahlung von beispielsweise  $0,3\text{€}$  anbieten. In diesem Fall wäre der Gewinn des Landnutzers in der Mitte positiv:  $g = 2,6\text{€} - 3\text{€} + 2 \times 0,3\text{€} = 0,2\text{€}$ , und er würde die Artenschutzmaßnahme durchführen. Trotz dieser Seitenzahlungen wäre auch der Gewinn der beiden anderen Landnutzern positiv, nämlich jeweils  $g = 2,6\text{€} - 2\text{€} - 0,3\text{€} = 0,3\text{€}$ . Jeder der drei Landnutzer zieht also einen positiven Gewinn aus der Durchführung der Artenschutzmaßnahme und das Habitatnetzwerk kommt zustande. Das benötigte Budget beträgt dabei  $B = 3 \times 2,6\text{€} = 7,8\text{€}$ , welches das vorherige von  $9,3\text{€}$  nochmals um etwa 15 % unterschreitet.

Ob das ökologische Ergebnis für  $9,3\text{€}$  oder schon für  $7,8\text{€}$  zu erzielen ist, hängt davon ab, ob die Landnutzer zu den beschriebenen Seitenzahlungen bereit sind. In jedem Fall bleibt festzuhalten, dass durch Einführung der Agglomerationszahlung das notwendige Budget gegenüber der Situation von Abbildung 3 in etwa halbiert werden konnte.

Damit können wir zu der Frage zurückkehren, wie dieser Effizienzgewinn zu interpretieren ist. Wenn wir davon ausgehen, dass die eingesparten  $6,2$  bzw.  $7,7$  Euro ebenfalls für Artenschutzmaßnahmen ausgegeben werden sollen, könnte dies beispielsweise dadurch geschehen, dass man – ausgehend von der Situation in Abb. 5 – die Zahlung auf  $p = 4,1\text{€}$  (bei der Annahme von Seitenzahlungen würden  $3\text{€}$  reichen) erhöht. In diesem Fall wäre auch der Landnutzer der Fläche ganz rechts unten (Kosten  $c = 4\text{€}$ ) bereit, die Artenschutzmaßnahme durchzuführen. Das notwendige Budget wäre  $B = 4 \times 4,1\text{€} = 16,4\text{€}$ , also etwa so groß wie in der Situation ohne Agglomerationsbonus (Abb. 3). Der ökologische Effekt wäre jedoch weit höher, da nun ein Habitatnetzwerk mit vier statt drei Habitaten erzeugt wird. Der Effizienzgewinn durch die Agglomerationsbonus würde sich hier also in einer Erhöhung des ökologischen Effekts bei gleichem finanziellem Budget ausdrücken.

Abschließend sollte erwähnt werden, dass der Effizienzgewinn durch den Agglomerationsbonus stark von der Ausbreitungsfähigkeit der zu schützenden Art (relativ zum Abstand zwischen den potentiellen Habitatflächen) abhängt. Kann die Art beliebig weit wandern, so ist das Netzwerk aus fünf Habitaten in Abbildung 3 natürlich weit besser als das mit vier Habitaten rechts unten, welches im vorangegangenen Absatz betrachtet wurde. Das bedeutet, dass der Agglomerationsbonus in diesem Fall nicht zu einem Effizienzgewinn sondern zu einem Effizienzverlust führen würde.

### 3 Anwendung des Agglomerationsbonus auf den Schutz des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings

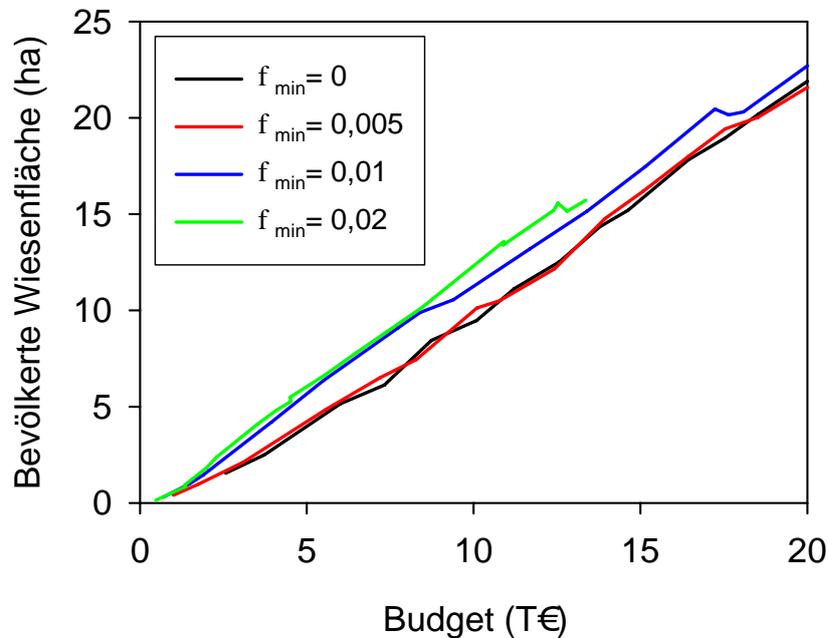
Das Konzept des Agglomerationsbonus soll nun im Rahmen einer Fallstudie auf den Schutz des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (*Maculinea teleius*) angewendet werden. Die Art ist naturschutzfachlich relevant und durch die FFH-Richtlinie geschützt. Wie in Johst et al. (in diesem Band) dargestellt, hängt das Überleben des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings von der Art der Wiesenmahd ab. Während die konventionelle Mahd (jährlich einmal Ende Mai und einmal Mitte Juli) sehr schädlich für das Überleben der Schmetterlinge ist, gibt es andere Mahdregimes, unter denen die Schmetterlinge sehr gut überleben können. Wie die Modellsimulation von Johst et al. in diesem Band zeigt, ist eines dieser Mahdregimes – welches überdies die geringsten negativen Auswirkungen auf andere relevante Grünlandarten wie das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) und den Großen Feuerfalter (*Lycaena dispar*) hat – die Durchführung einer Mahd alle zwei Jahre Ende August.

Die aus diesem schmetterlingsfreundlichen Mahdregime resultierende Überlebensfähigkeit der Schmetterlingspopulation zeigt Abbildung 6 (fettgedruckte Linie) als Funktion des finanziellen Budgets. Die Überlebensfähigkeit ist hier gemessen durch die Gesamtfläche an Grünland, die von *M. teleius* gemäß der Modellsimulation bevölkert ist. Grundlage der Analyse ist die von Johst et al. beschriebene 60 km<sup>2</sup> große Region östlich von Landau in Rheinland-Pfalz.

Wie in dem Beitrag von Johst et al. beschrieben, unterscheiden sich die Kosten des schmetterlingsfreundlichen Mahdregimes von Wiese zu Wiese. Die Abweichung vom Mittelwert liegt zwischen plus und minus 10 %. Nicht veröffentlichte Modelluntersuchungen zeigen ferner, dass eine räumliche Agglomeration der schmetterlingsfreundlichen bewirtschafteten Wiesen effektiver ist als eine räumliche Streuung. Es liegt also eine Situation vor, wie sie im vorangegangenen Abschnitt 2.2 in abstrakter Form beschrieben wurde, und die Analyse einer Agglomerationszahlung bietet sich an.

Dafür wird zunächst eine Kompensationszahlung  $p$  (aus dem relevanten Wertebereich 150€/ha - 175€/ha) und ein Mindestflächenverhältnis  $f_{\min}$  (aus dem Wertebereich  $\{0; 0,005; 0,1; 0,2\}$ ) festgelegt. Der Wert  $f_{\min} = 0$  repräsentiert dabei die Situation ohne die Forderung eines bestimmten Mindestverhältnisses von schmetterlingsfreundlicher Wiesenfläche zu Gesamtfläche, also die räumlich homogene Kompensationszahlung, wie sie in Abschnitt 2.1 betrachtet wurde. Für jedes der gewählten  $p$  und  $f_{\min}$  wird nun dasjenige

räumliche Arrangement der schmetterlingsfreundlich bewirtschafteten Wiesen ermittelt, welches den Gesamtgewinn der Landwirte maximiert. Auch das zugehörige Budget  $B$  und die Gesamtfläche der von Schmetterlingen bevölkerten Wiesen werden ermittelt.



**Abbildung 6** Gesamtfläche der von *M. teleius* bevölkerten Wiesen als Funktion des zur Verfügung stehenden Budgets für vier verschiedene Mindestflächenverhältnisse  $f_{\min}$ . Das Mindestflächenverhältnis  $f_{\min}$  nimmt von unten nach oben zu.

Abbildung 6 zeigt, dass für ein gegebenes Budget die bevölkerte Wiesenfläche mit zunehmendem  $f_{\min}$  wächst. Das bedeutet, dass ein positives Mindestflächenverhältnis  $f_{\min} > 0$  und die daraus resultierende Agglomeration der schmetterlingsfreundlich bewirtschafteten Wiesen die Effizienz der Kompensationszahlungen erhöht. Das größte in Abb. 6 berücksichtigte Mindestflächenverhältnis ist  $f_{\min} = 0,02$  (entspricht 2ha schmetterlingsfreundlich bewirtschaftete Wiese pro km<sup>2</sup> Landschaft); größere Mindestflächenverhältnisse führten bei den Analysen zu keinen weiteren Effizienzgewinnen.

Die Effizienzgewinne durch die Agglomeration der schmetterlingsfreundlich bewirtschafteten Wiesen sind bei kleinen und mittleren Budgets beträchtlich. Sie variieren zwischen ca. 70 % für ein Budget von 3.000€ und ca. 30 % für ein Budget von 10.000€.<sup>4</sup> Der Grund, warum die Effizienzgewinne der Agglomeration mit zunehmendem Budget abnehmen liegt darin, dass bei hohen Budgets sehr viele Wiesen schmetterlingsfreundlich bewirtschaftet werden und auch ohne gesetztes Mindestflächenverhältnis  $f_{\min} > 0$  eine

<sup>4</sup> Wätzold et al. (2007) (vgl. Abb. 6 ebenda) stellten fest, dass ein Budget von 10.000€ ausreicht, um die Überlebensfähigkeit der Schmetterlingspopulation in der Region substantiell zu erhöhen.

ausreichende räumliche Agglomeration der schmetterlingsfreundlich bewirtschafteten Wiesen gewährleistet ist.

## 4. Diskussion

Ausgangspunkt dieses Beitrages war die Beobachtung, dass es sinnvoll sein kann, Artenschutzmaßnahmen in einer bestimmten räumlichen Konfiguration durchzuführen. Vor dem Hintergrund des naturschutzpolitischen Instrumentes von Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen auf freiwilliger Basis stellt sich die Frage, wie Landnutzern Anreize gegeben werden können, damit eine bestimmte räumliche Konfiguration zustande kommt. Eine von amerikanischen Ökonomen entwickelte Idee für ein Anreizsystem ist ein Agglomerationsbonus, der Landnutzern nur dann gezahlt wird, wenn Flächen, die für Artenschutzmaßnahmen zur Verfügung gestellt werden, eine bestimmte räumliche Konfiguration aufweisen. In dem Beitrag wurde gezeigt, dass im Vergleich zu räumlich homogenen Kompensationszahlungen Effizienzgewinne bei einem Agglomerationsbonus durch zwei Effekte auftreten können: Zum einen durch eine verbesserte ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen durch räumliche Agglomeration, und zum anderen dadurch, dass Zahlungen an Landnutzer, die deutlich über deren Kosten für Artenschutzmaßnahmen liegen, vermieden werden. Der Grund hierfür ist, dass Landnutzer, die von dem Agglomerationsbonus überdurchschnittlich profitieren, möglicherweise Zahlungen an andere Landnutzer tätigen, für die es ohne diese Zahlungen nicht profitabel ist, ihre Flächen dem Artenschutz zur Verfügung zu stellen.

Bei der Frage, ob ein Agglomerationsbonus räumlich homogenen Kompensationszahlungen vorzuziehen ist, ist auch zu berücksichtigen, dass sich beim Agglomerationsbonus Landnutzer untereinander darüber abstimmen müssen, welche Flächen sie dem Artenschutz zur Verfügung stellen. Diese Notwendigkeit zur Kooperation bedeutet, dass andere Landnutzer, mit denen eventuell kooperiert werden kann, identifiziert werden müssen, und dass mit diesen Landnutzern verhandelt werden muss. Ein solcher Prozess ist für die Landnutzer auch mit Kosten – sogenannten Transaktionskosten – verbunden, die bei einer Effizienzanalyse berücksichtigt werden müssen. Ob bei einem bestimmten Artenschutzproblem räumlich homogene Kompensationszahlungen oder ein Agglomerationsbonus die bessere Alternative ist, hängt letztendlich davon ab, ob die oben analysierten Kosteneinsparungen durch den Agglomerationsbonus größer oder kleiner sind als die entstehenden Transaktionskosten. Unserer Einschätzung nach besitzt die Idee eines Agglomerationsbonus jedoch ein Potenzial für die Verbesserung des Artenschutzes, dass besser untersucht und genutzt werden sollte.

## Literatur

- Bergmann, H. (2004) Berechnung von Kosten für Maßnahmen zum Schutz von gefährdeten Maculinea-Arten. *UFZ discussion paper 2/2004*, UFZ Leipzig-Halle GmbH, 61 pp. (<http://www.ufz.de/data/ufz-diskussionspapier2-20041180.pdf>)
- Frank, K., Drechsler, M., Wissel, C. (1994) Überleben in fragmentierten Lebensräumen – Stochastische Modelle zu Metapopulationen. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3, S. 167-178.
- Hanski, I. (1999) *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, 313 S.
- Johst, K., Drechsler, M., Thomas, J. & Settele, J. (2006) Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* 43, S. 333-342.
- Parkhurst, G. M., J. Shogren, P. Bastian, J. Kivi, J. Donner and R. B. W. Smith (2002) Agglomeration Bonus: An Incentive Mechanism to Reunite Fragmented Habitat for Biodiversity Conservation. *Ecological Economics* 41, S. 305-328.
- Wätzold, F., Drechsler, M., Johst, K., Bergmann, H., Settele, J. (2007) Ein modellbasiertes Verfahren zur Entwicklung ökonomisch effizienter Kompensationszahlungen für den Schutz gefährdeter Arten. *Natur und Landschaft* 82, S. 137-142.

# Sind regional angepasste Agrarumweltmaßnahmen effizient?

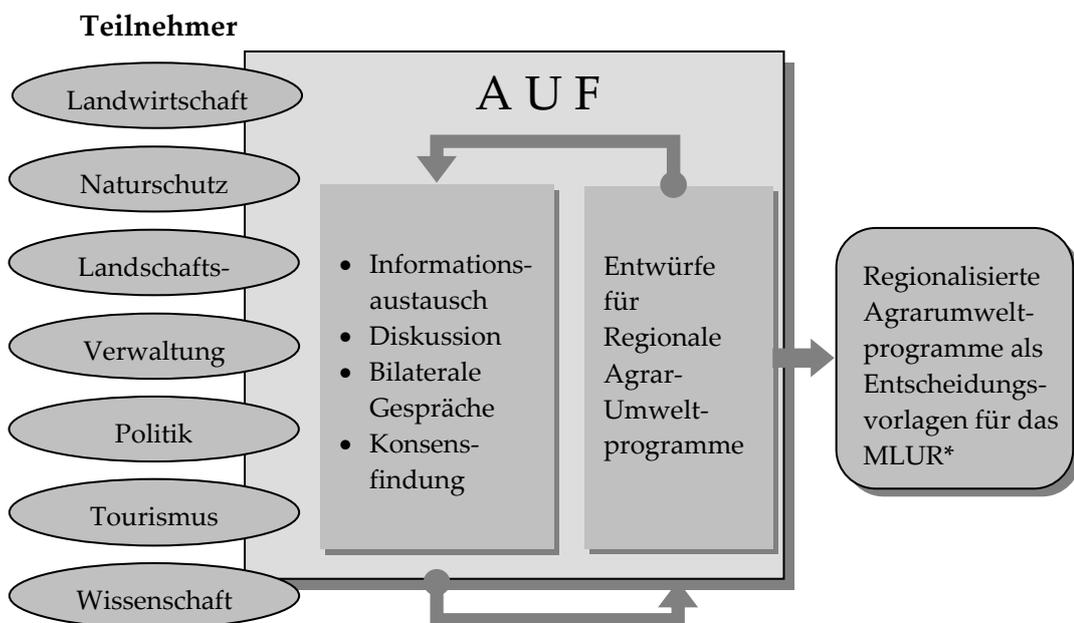
Christian Schleyer

## 1 Einleitung

Agrarumweltprogramme (AUP) sind ein wichtiger Bestandteil der europäischen Förderpolitik zur nachhaltigen Entwicklung der ländlichen Räume. Sie spielen eine wesentliche Rolle, wenn es darum geht, Landwirte zu motivieren, öffentliche Umwelt- bzw. Landschaftsgüter - gegen entsprechende Kompensationszahlungen - zu produzieren oder zu schützen. Allein die deutschen Bundesländer geben jährlich einen dreistelligen Millionenbetrag für diese Programme aus (Stratmann & Osterburg 2002). Häufig wird allerdings kritisiert, dass die derzeitigen Programme nur unzureichend in der Lage sind, regionale Unterschiede in Bezug auf ökologische, ökonomische und kulturelle Charakteristika zu berücksichtigen (z.B. Arzt et al. 2002; Deblitz 1999; Jungcurt et al. 2004). Maßnahmeninhalte und Prämienhöhen werden in Deutschland zumeist einheitlich für ein Bundesland festgelegt. Darüber hinaus werden die Adressaten der Programme, die landwirtschaftlichen Betriebe, nur selten in die Maßnahmengestaltung miteinbezogen. Bedingt durch diese Defizite leiden nicht nur die ökonomische Effizienz und die ökologische Treffsicherheit der eingesetzten Finanzmittel, sondern auch die Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen bei den lokalen Akteuren. Die Bereitschaft zur Teilnahme an AUP hängt dabei nicht nur eng mit der jeweiligen Prämienhöhe relativ zu den tatsächlichen Durchführungs- bzw. Produktionskosten und der naturräumlichen und betriebsstrukturellen Relevanz der angebotenen Maßnahmen zusammen, sondern darüber hinaus auch mit den individuellen Einstellungen der Landwirte zu (regionalen) Umweltschutzaspekten und vor allem auch mit dem individuellen Informationsstand über die Programmangebote und -inhalte (Falconer 2000; Wilson 2000).

Vor diesem Problemhintergrund sind in den vergangenen Jahren eine Reihe von sehr unterschiedlichen Pilotprojekten durchgeführt worden, die gemeinsam mit lokalen Akteuren regionalisierte Agrarumweltprogramme entwickelt haben, mit dem Ziel der Überwindung der genannten Defizite (siehe z.B. Buchta 2001; Knickel & Peter 2004). Ein solches regionalisiertes AUP wurde auch von den Teilnehmern eines Agrar-Umwelt-Forums in der nordbrandenburgischen Region Prenzlau-West entwickelt. Dies erfolgte im Rahmen des BMBF-geförderten Verbundforschungsprojekts GRANO in den Jahren 1999 bis 2002. Ziel des GRANO-Projekts war es, gemeinsam mit regionalen Akteuren

Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte landwirtschaftliche Produktion in ausgewählten Modellgebieten Nordost-Deutschlands (Brandenburg) zu entwickeln *und* zu erproben (Müller et al. 2002). Ein Projektbereich widmete sich dabei unter anderem der partizipativen und regionalisierten Erarbeitung von AUP mit dem Ziel der Steigerung der Effizienz der eingesetzten finanziellen Mittel, der vermehrten Teilnahme von Landwirten an diesen Programmen und der Verbesserung der Legitimation agrarumweltpolitischer Transferzahlungen (Arzt et al. 2002). Kernstück war hier die Schaffung eines nach dem Prinzip der „Runden Tische“ gestalteten Agrar-Umwelt-Forums (AUF) als Organisationsrahmen für die Identifikation und Diskussion regionaler Agrarumweltprobleme, zur Entwicklung umweltrelevanter Maßnahmen und deren Evaluierung und Modifikation durch regionale Akteure aus Landwirtschaft, Naturschutz, Landschaftspflege, Verwaltung, Politik sowie Wissenschaft und Tourismus. Abbildung 1 zeigt grafisch die Vorgehensweise des Agrar-Umwelt-Forums.



**Abbildung 1** Vorgehensweise des Agrar-Umwelt-Forums (AUF). \* *Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Raumordnung (MLUR) des Landes Brandenburg* (Quelle: verändert nach Arzt et al. 2002, 70).

Eine ökologisch, ökonomisch und sozialwissenschaftlich orientierte Begleitung des AUF sorgte für die organisatorische und prozessuale Gestaltung der Diskussion, lieferte ökonomische Informationen und untersuchte, wie Entscheidungen in Gruppen entstehen, Konflikte erkannt und geregelt sowie Wertentscheidungen über Umweltgüter in Gruppen getroffen werden können. Zwischen Oktober 1999 und Februar 2002 wurden drei-

zehn Treffen des AUF im Untersuchungsgebiet Prenzlau-West<sup>1</sup> durchgeführt, bei denen durchschnittlich etwa 15 lokale Akteure sowie sechs GRANO-Mitarbeiter anwesend waren und die von einer professionellen Moderatorin geleitet wurden (Arzt et al. 2003).

In diesem Beitrag werden zunächst der Prozess der Entstehung des regionalisierten AUP für die Region Prenzlau-West sowie dessen wesentliche Inhalte vorgestellt. Anschließend wird ein einfaches Analyseraster vorgestellt, mit dessen Hilfe die Kosteneffizienz dieses Programms hinsichtlich einzelner Kostenkomponenten bewertet wird. Abschließend werden die Ergebnisse zusammengefasst und ein kurzes Fazit gezogen.

## 2 Die Entstehung des regionalisierten Agrarumweltprogramms

Im Unterschied zu vielen anderen partizipativ orientierten Projekten im Agrarumweltbereich bestand eine wesentliche Besonderheit des GRANO-Ansatzes darin, dass die zu behandelnden Agrarumweltprobleme und die konkreten Zielsetzungen nicht a priori vorgegeben waren, sondern vielmehr in einem offenen Diskussionsprozess gemeinsam mit den beteiligten regionalen Akteuren festgelegt wurden. Die ersten Treffen der Mitglieder des Agrar-Umwelt-Forums Prenzlau-West<sup>2</sup> standen somit ganz im Zeichen des gegenseitigen Kennenlernens und der gemeinsamen Zielfindung. Dabei wurde vereinbart, sich sukzessive mit den Umweltproblemen in den Bereichen Wasser (Sölle<sup>3</sup>), Boden (Erosion) und Biotopstrukturen (Strukturelemente in der Feldflur) zu beschäftigen. So wurde zunächst im Verlauf der folgenden drei Treffen ein „Sölleschutzprogramm“ gemeinsam erarbeitet, diskutiert und verabschiedet, das unter anderem Aufwandsentschädigungen für die Vermessung und Pflege von Söllen und die Nutzung der EU-Stilllegungsprämien für Söllerandflächen beinhaltete. Hier floss neben dem Fach- und Regionalwissen der Akteure und wissenschaftlichen Informationen über Sölle sowie deren Klassifikation auch eine Demonstration von Maßnahmen an einem konkreten betrieblichen Beispiel mit ein. Die Diskussion des nächsten Themas „Bodenschutz in der

---

1 Ein weiteres Agrar-Umwelt-Forum wurde in der südbrandenburgischen Region Schraden etabliert, bei dem allerdings nicht die Formulierung eines regionalen Agrarumweltprogramms im Mittelpunkt stand.

2 Die Region Prenzlau-West liegt im Nordosten des Landkreises Uckermark. Sie reicht von Dedelow im Norden bis Haßleben im Süden und von Boitzenburg im Westen bis Röpersdorf im Osten und hat eine Ausdehnung von ca. 720 km<sup>2</sup>. Etwa 12.500 ha der insgesamt 15.000 ha umfassenden landwirtschaftlichen Nutzfläche werden dabei als Ackerland genutzt und zumeist intensiv bewirtschaftet. Die Flächen in der Region werden von lediglich 20 Betrieben bewirtschaftet, wobei insbesondere der Norden durch vergleichsweise fruchtbare Böden und größere Schläge gekennzeichnet ist. Schutzgebiete sind nur in sehr geringem Umfang ausgewiesen.

3 „Sölle“ sind Binnenentwässerungssenken ohne natürlichen Anschluss an benachbarte Gebiete. Diese oft wasserführenden Hohlformen, auch „Toteislöcher“ genannt, finden sich in großer Anzahl (269) auf den Ackerflächen in der Region Prenzlau-West. Sie bilden ein wichtiges Strukturelement der Agrarlandschaft im Norden Brandenburgs und sind durch intensive landwirtschaftliche Nutzung (Eintrag von Nitraten und Pestiziden sowie durch Sedimentation) in ihrer Funktion als Biozönose mit hoher Artenvielfalt zum Teil stark gefährdet (Abbildung 2).

Region“ wurde angeregt durch einen wissenschaftlichen Einführungsvortrag in die regionale Bedeutung des Bundesbodenschutzgesetzes, durch die Darstellung von bereits seitens der Landwirte in der Region durchgeführten Bodenschutzmaßnahmen und durch ein digitales Geländemodell zur punktgenauen Identifikation besonders erosionsgefährdeter Flächen im Untersuchungsgebiet. Auf dieser Grundlage erarbeiteten die beteiligten Wissenschaftler einen agrarfachlich und naturwissenschaftlich begründeten Katalog acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen zur Minderung bzw. Vermeidung von Wasser- und Winderosion. Dieser wurde anschließend mit Landwirten und Mitarbeitern der Agrar- und Umweltverwaltungen diskutiert, weiter konkretisiert und schließlich von den Teilnehmern des Forums als „Regionalisiertes Bodenschutzprogramm“ verabschiedet. Nach Abfrage der Teilnahmebereitschaft aller Landwirte im Untersuchungsgebiet wurde es gemeinsam mit dem zuvor erarbeiteten „Sölleschutzprogramm“ als „Regionalisiertes Agrarumweltprogramm“ zum Sölle- und Bodenschutz dem Brandenburger Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung (MLUR) zur Begutachtung und Förderung vorgelegt. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die konkreten Maßnahmen, Verfahren und Prämien des Programms.



**Abbildung 2**  
Sölle in Brand-  
denburg (Fotos:  
J. Eggers).

**Tabelle 1** Übersicht über Maßnahmen, Verfahren und Prämien des Regionalisierten Agrarumweltprogramms in der Modellregion Prenzlau-West zum Sölle- und Bodenschutz (Quelle: Arzt et al. 2002, 77, leicht verändert).

Maßnahme	Leistungskriterien/ Zulässige Verfahren	Prämie*
<b>Sölleschutz (S)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fläche muss sich im direkten Einzugsgebiet des Solls befinden</li> <li>• Nicht bewirtschaftbare Biotop- und Wasserfläche des Solls wird nicht gefördert</li> <li>• Fläche mindestens 0,3 ha und 20 m breit</li> <li>• Verpflichtungszeitraum 5 Jahre</li> <li>• Gesamtumfang der Stilllegungsfläche &lt; 33 %</li> <li>• Nur Anbau von Kulturpflanzen gemäß den Stilllegungsregeln der Agenda 2000</li> </ul>	25,- €/ha/Jahr (+ Stilllegungsprämie) als Aufwandsentschädigung für das Ausmessen, Bereitstellen und Pflegen der Stilllegungsfläche
<b>Dauerstilllegung ökologisch sensibler Acker-teilflächen (M1)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Saum- und streifenförmig an Söllen, Gewässern, Flurgehölzen oder Waldrändern</li> <li>• Kleinflächig; Kuppen oder Senken</li> <li>• Verpflichtungszeitraum 5 Jahre</li> <li>• Flächen zwischen 0,05 und 0,3 ha</li> <li>• Keine chemisch-synthetische Düngung</li> <li>• Keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel</li> <li>• Mindestbreite des Streifens = 5m</li> </ul>	Ackerzahl (AZ) < 30: 295,- €/ha/Jahr AZ >= 30: plus 6,- €/AZ/ha/Jahr (max. 401,- €/ha/Jahr)
<b>Pfluglose Bodenbearbeitung (M2)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fläche muss ‚erhöhtes Wassererosionspotential‘ im Sinne des Programms aufweisen</li> <li>• Verpflichtungszeitraum 5 Jahre</li> <li>• Ausschließlich pfluglose Bodenbearbeitung</li> </ul>	50,- €/ha/Jahr
<b>Gewährleistung ganzjähriger Bodenbedeckung (M3)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fläche muss ‚erhöhtes Wassererosionspotential‘ im Sinne des Programms aufweisen</li> <li>• Keine ‚Winterfurche‘</li> <li>• Vorlage Fruchtfolgeplan für mindestens 5 Jahre</li> <li>• Bearbeitung erst ab 1. März des Folgejahres</li> <li>• Zwischenfrüchte als Blank- bzw. Untersaat dürfen nicht vor der Bestellung der Folgekultur umgebrochen werden</li> <li>• Aussaat der Zwischenfrüchte muss spätestens 10 Tage nach der Ernte erfolgen</li> <li>• Zulässige Verfahren: Stoppelbrache; Zwischenfruchtanbau (empfohlen: Senf, Phacelia oder Ölrettich); Untersaaten; Zurücklassen der Ernterückstände auf dem Feld; Oberflächliches Einbringen von Ernterückständen; Mulchen</li> </ul>	50,- €/ha/Jahr
<b>Umwandlung von Ackerland in extensiv zu nutzendes Grünland (M4)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fläche muss ‚erhöhtes Wassererosionspotential‘ im Sinne des Programms aufweisen</li> <li>• Düngung nach Entzug</li> <li>• Keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel</li> <li>• Keine chemisch-synthetische N-Düngung</li> <li>• Mindestens eine Nutzung jährlich bis 20.9.</li> </ul>	250,- €/ha/Jahr
<b>Verwendung von Breitreifen (Terra-Reifen) (M5)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kaufnachweis muss vorliegen</li> <li>• Verbot des Weiterverkaufs und der dauerhaften Vermietung innerhalb der gesetzlich vorgeschriebenen Abschreibungsfrist</li> </ul>	Einmalig 10 % der Anschaffungskosten (max. 250,- €/Fahrzeug)

\* Die DM-Förderbeiträge wurden vereinfacht halbiert und in € angegeben.

Bei näherer Betrachtung des Programms fällt zunächst die inhaltliche Ähnlichkeit eines Teils der dargestellten Maßnahmen mit den „klassischen“ Agrarumweltmaßnahmen des Kulturlandschaftsprogramms (KULAP) in Brandenburg, wie z.B. „Pfluglose Bodenbearbeitung“, „Umwandlung von Ackerland in extensiv zu nutzendes Grünland“ und „Gewährleistung ganzjähriger Bodenbedeckung“, auf. Das hängt primär damit zusammen, dass ebenso wie beim KULAP eine Finanzierung im Rahmen der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 vorgesehen war, diese Maßnahmen eine hohe ökologische Wirksamkeit aufweisen und auch von einer Mehrzahl der landwirtschaftlichen Betriebe in der Region bereits im Rahmen von KULAP durchgeführt wurden.<sup>4</sup> Im Unterschied zum bestehenden KULAP werden diese bodenschutzorientierten Maßnahmen im regionalisierten AUP allerdings nicht mehr flächendeckend gefördert, sondern nur noch auf Schlägen, die auch tatsächlich ein erhöhtes Wassererosionspotenzial aufweisen. Entsprechend des durch die Akteure des AUF festgelegten Schwellenwertes<sup>5</sup> betrifft dies etwa 15 % der Ackerflächen in der Region Prenzlau-West. Darüber hinaus wurden mit dem „Sölleschutzprogramm“ und der investiven Förderung „Anschaffung von Breitreifen“ auch neue, sehr regional-spezifische Maßnahmen in das Programm aufgenommen (Arzt et al. 2003).

Die kompakte Form des regionalisierten AUP im Vergleich zum umfangreichen Maßnahmenportfolio des KULAP ist zum einen darauf zurückzuführen, dass nur solche Maßnahmen aufgenommen wurden, die sowohl eine hohe ökologische Wirksamkeit zur Erreichung der beiden zunächst priorisierten Umweltschutzziele (Sölle- und Bodenschutz) aufwiesen als auch von den Vertretern der landwirtschaftlichen Betriebe als ökonomisch und produktionstechnisch sinnvoll angesehen wurden. Zum anderen war vorgesehen, im weiteren Verlauf der Arbeit des AUF das regionalisierte AUP modular zu erweitern, beispielsweise um konkrete Maßnahmen zum Erhalt von „Biotopstrukturen“ (z.B. Anlage und Pflege von Feldgehölzen wie Hecken oder Kopfweiden). Der auf den letzten Treffen des AUF zu dieser Thematik begonnene Informationsaustausch und Diskussionsprozess wurde jedoch aufgrund der erfolglosen Finanzierungsbemühungen für die ersten beide Module des regionalisierten AUP nicht weiter fortgeführt. Eggers et al. (2004) und Eggers (2005, 14ff.) diskutieren kritisch die Gründe dafür, dass die vom AUF entwickelten Maßnahmen nicht bewilligt und vom zuständigen Ministerium finanziert wurden, obwohl sie an die Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 angepasst wurden.

---

4 Im Jahre 2000 wurden in der Region Prenzlau-West knapp 6,3 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Rahmen des Brandenburger KULAP gefördert, wobei hier im Durchschnitt 107,- €/ha gezahlt wurden. Den weitaus größten Umfang an geförderter Fläche konnten dabei die Maßnahmen ‚Pfluglose Bodenbearbeitung‘ und ‚Zwischenfruchtanbau‘ sowie ‚Umwandlung von Ackerland in extensiv zu nutzendes Grünland‘ verzeichnen.

5 Von Seiten der am AUF beteiligten Wissenschaftler wurde ein Schwellenwert für das Wassererosionspotenzial von 6 t/ha/Jahr Bodenabtrag vorgeschlagen und vom Forum bestätigt. Ausgehend von der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) und einem C-Faktor von 1 (= Schwarzbrache) wurde eine Bodenabtragskarte des Modellgebiets erstellt, in der alle Flächen dargestellt sind, die ein höheres Wassererosionspotenzial als den oben genannten Wert aufweisen. Dieser Wert stellt keine absolute, wissenschaftlich definierte Grenze dar, sondern dient hier lediglich dazu, Flächen zu identifizieren, auf denen erosionsmindernde Maßnahmen prioritär durchgeführt werden sollten. Die Methode wurde in Anlehnung an Deumlich et al. (1997) gewählt.

### **3 Bewertung der Kosteneffizienz des regionalisierten Agrarumweltprogramms**

Im folgenden Teil des Beitrags soll mit Hilfe eines einfachen Analyserasters die Kosteneffizienz des vorgestellten regionalisierten AUP im Vergleich zu „klassischen“ Agrarumweltprogrammen - und speziell zum Brandenburger KULAP - bewertet werden. Dabei ist eine Quantifizierung entsprechender Kostenvor- und -nachteile vor allem aufgrund der nicht erfolgten Umsetzung des regionalisierten AUP nicht möglich. Zudem ist die präzise empirische Erfassung einiger relevanter Kostenkomponenten, insbesondere der Entscheidungsfindungs- und Implementierungskosten, und deren Zuordnung zu einzelnen Maßnahmen methodisch äußerst anspruchsvoll und aufwändig und meist auch nur indirekt möglich. Ein weiteres methodisches Problem ergibt sich aus der Tatsache, dass Kompensationszahlungen im Rahmen von AUP nicht nur Umweltwirkungen haben, sondern meist auch einen Beitrag zur Einkommenssicherung landwirtschaftlicher Betriebe, zur Beschäftigungssicherung in ländlichen Räumen und zur Nahrungsmittelsicherheit leisten (sollen). Nicht zuletzt aus diesem Grunde war eine entsprechende empirische Erfassung im GRANO-Projekt nicht vorgesehen. Obwohl diese unterschiedlichen Wirkungen von AUP methodisch-praktisch nicht voneinander zu isolieren sind, sollen in diesem Beitrag dennoch die Umweltwirkungen der Maßnahmen im Mittelpunkt stehen und unter Kostengesichtspunkten betrachtet werden.

Dabei liefert die systematische und zielgerichtete Auswertung des umfangreichen empirischen Datenmaterials (Transkripte leitfadengestützter Interviews mit regionalen Akteuren und anderen Experten, Protokolle der Treffen des AUF, etc.) wertvolle Hinweise darauf, in welchen Kostenkategorien kostenreduzierende Wirkungen durch das regionalisierte AUP zu erwarten sind, in welchen Bereichen von einer Erhöhung der Kosten ausgegangen werden kann und welche Wechselwirkungen und trade-offs zwischen den einzelnen Kostenkategorien bestehen.

#### **3.1 Einführung der Kostenkategorien: Ein Analyseraster**

Ausgangspunkt von Effizienzüberlegungen – sowohl im Agrarumweltbereich als auch in anderen Wirtschaftsbereichen – ist das Ziel, mit einer bestimmten Politikmaßnahme ein gegebenes (Umwelt-) Ziel mit einem minimalen (Finanz-) Mitteleinsatz zu erreichen, oder mit einem gegebenen Budget eine maximale (Umwelt-) Wirkung zu erzielen. In Anlehnung an einen von Birner & Wittmer (2004) für die Bewertung der Kosteneffizienz von Maßnahmen im Naturschutzmanagement in Entwicklungsländern entwickelten Analyse-rahmen, der von Wätzold & Schwerdtner (2005) erweitert und für die Analyse europäischer Naturschutzpolitiken nutzbar gemacht wurde, sollen bei der Bewertung der Kosteneffizienz folgende Kostenkategorien unterschieden werden: Produktionskosten und Transaktionskosten, wobei letztere weiter unterteilt werden nach Entscheidungs-

findungs- und Implementierungskosten (siehe für eine ausführliche Erläuterung auch den Einführungsbeitrag von Frank Wätzold in diesem Band).

Im Hinblick auf AUP entstehen *Produktionskosten* aufgrund des zu kompensierenden, in der Regel zusätzlichen Aufwands für den Landwirt für die Durchführung der entsprechenden Agrarumweltmaßnahmen. Als *Transaktionskosten* bezeichnet man allgemein denjenigen Ressourcenverbrauch, der notwendig ist, um ein wirtschaftliches oder politisches System betreiben zu können (vgl. z.B. Coase 1960; Arrow 1969). Hierzu gehören Informations-, Verhandlungs- und Koordinationskosten sowie Kosten der Evaluation und Erfolgskontrolle. Im Bereich von Agrarumweltmaßnahmen fallen Transaktionskosten sowohl auf Seiten der landwirtschaftlichen Unternehmen (sogenannte private Transaktionskosten) als auch in den Umwelt- und Agrarverwaltungen (so genannte öffentliche oder staatliche Transaktionskosten) an (vgl. z.B. Whitby et al. 1998; Williamson 1999; Falconer 2000). In der Kategorie *Entscheidungsfindungskosten* sind zunächst alle Kosten zusammengefasst, die im Zuge der Maßnahmengestaltung für die Gewinnung von Informationen, z.B. über die in den landwirtschaftlichen Betrieben tatsächlich anfallenden Kosten für die Durchführung einer Agrarumweltmaßnahme oder über die konkrete, lokale Ausprägung eines Agrarumweltproblems, aufgewendet werden müssen. Darüber hinaus zählen hierzu Verhandlungs- und Koordinationskosten, die beispielsweise eine Rolle spielen wenn unterschiedliche Interessengruppen oder einzelne Akteure in den Entscheidungsprozess zur inhaltlichen Ausgestaltung von AUP mit einbezogen werden. Dabei besteht ein enger Zusammenhang (trade-off) zwischen der Qualität einer Entscheidung - im Falle von AUP z.B. die ökologische Treffsicherheit oder produktionstechnische Angepasstheit einer Maßnahme - und den zur Erreichung dieser Qualität aufzuwendenden Kosten. Abweichungen von dem angestrebten Qualitätsziel einer Maßnahme werden auch als Zielverfehlungskosten bezeichnet und als Kostenkategorie bei der Bewertung berücksichtigt (Birner & Wittmer 2004). Eine weitere wichtige Kostenkategorie für Effizienzbetrachtungen stellen die *Implementierungskosten*, auch Vollzugskosten genannt, dar, mit denen alle Kosten gemeint sind, die für die Überwachung der Maßnahmendurchführung und für die Sanktionierung von Vertrags- bzw. Regelverletzungen aufgewendet werden müssen. Gerade im Agrarumweltbereich sind die Überwachungskosten häufig beträchtlich, da konkrete Ergebnisse von Umweltleistungen der Landwirte nur sehr schwer zu beobachten und zudem von einer Vielzahl exogener Faktoren, wie z.B. dem Wetter, abhängig sind; bei (meist) gegebenem Überwachungsaufwand sind häufig Kontrolldefizite die Folge.

### 3.2 Bewertung der Kosteneffizienz nach Kostenkategorien

#### Produktionskosten

Bei der Festlegung der Inhalte und des Umfangs der im regionalisierten AUP zusammengeführten Maßnahmen orientierten sich die Mitglieder des AUF unmittelbar an den konkreten regionalen, als prioritär eingestuften Agrarumweltproblemen, sowie an der stand-

ortspezifischen betriebswirtschaftlichen Situation der Landwirte. Im Unterschied zum Brandenburger KULAP sollten im regionalisierten AUP bei den bodenschutz-orientierten Maßnahmen jedoch nur solche Flächen förderfähig sein, die auch tatsächlich ein erhöhtes Bodenerosionsrisiko aufweisen. Dies hätte die gezielte Verwendung der knappen Finanzmittel in besonders erosionsgefährdeten Gebieten ermöglicht und aufgrund der dadurch zu erwartenden verbesserten Umweltleistung je eingesetztem Euro eine Erhöhung der Kosteneffizienz zur Folge gehabt (Arzt et al. 2003).

Der überwiegende Teil der landwirtschaftlichen Flächen in der Region Prenzlau-West weist eine vergleichsweise hohe Bodenfruchtbarkeit auf und wird deshalb auch zumeist intensiv ackerbaulich genutzt. Die hohe Bodenqualität führt jedoch dazu, dass sich Landwirte, die mit dem Ziel des Bodenschutzes auf diesen Flächen extensivere Formen der Bewirtschaftung einführen oder gar auf die ackerbauliche Nutzung zugunsten einer (extensiven) Grünlandnutzung verzichten möchten, hohen Opportunitätskosten gegenüber sehen. Die durch einen solchen Bewirtschaftungswechsel entstehenden betrieblichen Kosten werden dabei durch einheitlich festgelegte Prämien - wie in herkömmlichen AUP üblich - in der Regel nicht hinreichend kompensiert. Gleichmäßig höhere Prämienätze wären hier zwar grundsätzlich geeignet, mehr Landwirte für die Durchführung bodenschutzorientierter Maßnahmen zu gewinnen. Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass die Kosteneffizienz einer gleichförmigen Erhöhung von Flächenprämien aufgrund der hohen Produktionskosten, also letztlich auch der Finanzmittel, die zur Kompensation der Landwirte bereitgestellt werden müssten, relativ gering wäre.<sup>6</sup> Aufgrund dieser Überlegungen entschieden sich die Teilnehmer des AUF für die zusätzliche Aufnahme einer weiteren bodenschutzorientierten Maßnahme in Form einer einmaligen investiven Grundförderung (10 % des Anschaffungspreises) für den Erwerb von Breitreifen. Durch den Einsatz solcher Breitreifen kann sehr effektiv der durch Maschineneinsatz verursachten Bodenverdichtung entgegengewirkt und so Bodenabtrag vermindert und der Wasserrückhalt verbessert werden (Arzt et al. 2002). Wie die im Rahmen des AUF abgegebenen Interessensbekundungen zeigen, wäre dies gerade bei landwirtschaftlichen Betrieben, die auf sehr guten Böden wirtschaften, eine attraktive und - im Vergleich zur massiven Prämienerrhöhung - produktionskostensparende Alternative zum Bewirtschaftungswechsel gewesen.

Die Kombination und Verflechtung des fachlichen Inputs der am AUF beteiligten Wissenschaftler mit den Erfahrungen, Kritiken und Ideen der Praktiker erwies sich für viele Landnutzer als hilfreiche und praktische Stimulanz für die Erarbeitung betriebspezifischer technologischer Innovationen zum Umweltschutz im eigenen landwirtschaftlichen Betrieb. Diese zumeist den Produktionsablauf betreffenden technologischen Innovationen - jenseits des entwickelten regionalisierten AUP - wurden bereits während der Projektlaufzeit in einigen landwirtschaftlichen Betrieben in der Region mit gutem Erfolg umgesetzt. Die kooperative und gleichberechtigte Organisationsform des AUF

---

<sup>6</sup> Bei gegebenem Budget und einheitlichen Prämienätzen würden bei einem solchen Vorgehen sogar weniger Landwirte gefördert werden können, da die gezahlte Produzentenrente aufgrund der „Überkompensation“ eines Teils der Landwirte insgesamt höher wäre.

beförderte somit nicht nur gegenseitiges Lernen, sondern trug auch sehr direkt zur Einführung produktionskostensenkender und gleichzeitig umweltschonender Produktionsverfahren bei. Darüber hinaus wurden von den Mitgliedern des AUF auch organisatorische Innovationen zur kosteneffizienteren Bereitstellung von Umweltleistungen ergebnisorientiert diskutiert. So wurde beispielsweise von den beteiligten Landwirten und anderen regionalen Akteuren die Gründung einer Umweltgenossenschaft nach niederländischem Vorbild (Slangen & Polman 2002; Renting & Ploeg 2001) angestrebt und auch ein entsprechendes Genossenschaftskonzept entwickelt (Arzt et al. 2002, 61ff.).

Darüber hinaus war für den Fall der Umsetzung des regionalisierten AUP eine regelmäßige Evaluierung der Umweltwirkungen der einzelnen Maßnahmen, der relevanten Produktionskosten als auch der Priorisierung der regionalen Umweltziele durch die Mitglieder des AUF vorgesehen. Im Falle substantieller Veränderungen der regionalen Produktionskosten der jeweiligen Umweltleistungen, z.B. durch die Umgestaltung agrarpolitischer Förderinstrumente, aufgrund von veränderten Boden- und Pachtpreisen oder aufgrund sich verändernder Umweltbedingungen, wäre eine flexible Modifikation des regionalisierten AUP unter Berücksichtigung der zur Verfügung stehenden Finanzmittel möglich gewesen. In diesem Rahmen hätten beispielsweise Prämienhöhen neu festgelegt, bestimmte Bewirtschaftungsauflagen (temporär) außer Kraft gesetzt und neue Maßnahmen (komplementär oder substitutiv) in das bestehende Maßnahmenpaket integriert werden können.

### **Entscheidungsfindungskosten**

In das regionalisierte AUP wurden nur solche Maßnahmen aufgenommen, die nach Ansicht aller Teilnehmer am AUF in hohem Maße geeignet waren, die zuvor identifizierten und priorisierten regionalen Umweltziele zu erreichen. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass die mit dem AUP verbundenen Zielverfehlungskosten gering geblieben wären. Durch die Integration des Sölleschutzprogramms in das regionalisierte AUP war es zudem möglich, Finanzmittel für ein standortspezifisches Umweltziel bereitzustellen. Demgegenüber enthält das Brandenburger KULAP keine Maßnahme, die ohne weiteres zum Sölleschutz geeignet wäre. Das Beispiel des Sölleschutzes zeigt somit, dass regionalisierte AUP sehr gut in der Lage sind, besonders prioritäre und regionalspezifische Agrarumweltprobleme zu fokussieren und Problemlösungsansätze hierfür zu entwickeln. Die Einbindung regionaler Akteure in die Gestaltung der Maßnahmen ermöglicht zudem die Integration lokalen Erfahrungswissens und erhöht dadurch die naturräumliche und betriebsökonomische Standortangepasstheit der Maßnahmen. Zur Verminderung der Zielverfehlungskosten trug auch die offene Diskussion über die Höhe der betriebsindividuellen Opportunitätskosten und der notwendigen Kompensationszahlungen zur Durchführung der Maßnahmen bei. Es kann davon ausgegangen werden, dass Akteure, die mit den naturräumlichen und produktionsspezifischen Charakteristika einer Region vertraut sind, die tatsächlichen Produktionskosten besser einschätzen können als Verwaltungsmitarbeiter oder Politiker auf Länderebene. Aufgrund der „kollektiven Kontrolle“ wurden die von einigen Landwirten anfänglich sehr hoch angesetzten

betriebsindividuellen Opportunitätskosten bei einigen Maßnahmen rasch als nicht den Tatsachen entsprechend identifiziert und entsprechend korrigiert. Die Verringerung der Informationsasymmetrien hinsichtlich der regionalen Umweltprobleme und der tatsächlichen Produktionskosten zu deren Verminderung führt letztendlich zu geringeren Zielverfehlungskosten als bei herkömmlichen Programmen (Arzt et al. 2003).

Bei der Gestaltung des regionalisierten AUP wurde das lokale Fach- und Erfahrungswissen der Akteure zielgerichtet und regelmäßig ergänzt sowohl durch die naturwissenschaftliche und ökonomische Fachkompetenz der am AUF beteiligten GRANO-Wissenschaftler als auch durch Beiträge externer Wissenschaftler und anderer Experten. Insbesondere wurde externes Fachwissen im Bereich des Bodenschutzes und zum Sölleschutz für die Mitglieder des AUF nutzbar gemacht. Die Aufbereitung und teilweise sogar empirische Erhebung wissenschaftlicher Daten (z.B. für Biotoyp- oder Landnutzungskartierungen) zur Vorbereitung von Entscheidungen im Forum war mit einem hohen Zeit- und Arbeitsaufwand verbunden, der zweifellos zu weit höheren *Entscheidungsfindungskosten* im Vergleich zu herkömmlichen AUP führte (Arzt et al. 2002). Geht man zudem von einer Vielzahl von AUF in Brandenburg aus, die jeweils ein eigenes regionalisiertes AUP erarbeiten würden, dann wären sicherlich die aggregierten Entscheidungsfindungskosten - wiederum im Vergleich zum bestehenden Brandenburger KULAP - beträchtlich höher.

Eine weitere Ursache für höhere Entscheidungsfindungskosten ist bei konfligierenden Interessenlagen der am AUF beteiligten regionalen Akteure, z.B. zwischen Landwirten und den Vertretern des Naturschutzes, zu erwarten. Besonders in diesen Fällen kommt es auf eine professionelle neutrale Moderation des Diskussions- und Entscheidungsfindungsprozesses an. Wie die Beobachtungen der anfänglich durchaus kontroversen Diskussionen am AUF in Prenzlau-West nahe legen, kann allerdings davon ausgegangen werden, dass sich zwischen den beteiligten Akteuren in zunehmendem Maße ein Vertrauensverhältnis herausbildete, die wahrgenommene Glaubwürdigkeit der Akteure untereinander zunahm und deren Handlungen und Entscheidungen sich mehr und mehr am Gegenseitigkeitsprinzip orientierten (zu ähnlichen Ergebnissen bei der Anwendung partizipativer Verfahren siehe auch OECD 1998; Ostrom 1998). Der mit der Moderation der Diskussion verbundene Aufwand würde also sehr wahrscheinlich über die Zeit wieder abnehmen.

Die Tatsache, dass einige Maßnahmen des regionalisierten AUP nur auf besonders erosionsgefährdeten Flächen durchgeführt werden dürfen, hat weitere Implikationen für die administrativen Entscheidungsfindungskosten. Zum einen ist die Erstellung von verlässlichen und empirisch begründeten Bodenerosionskarten mit einem hohen zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden (Arzt et al. 2003). Zum anderen ist ein weiterer Arbeitsschritt bei der Prüfung der Bewilligung der Förderanträge notwendig: Liegen die Flächen, für die Förderung beantragt wird, tatsächlich in einer Region mit hohem Bodenerosionsrisiko? Zur fachlichen Absicherung müssten ggf. auch die Unteren Umweltbehörden auf Landkreisebene in das Verfahren mit eingebunden werden, das bislang exklusiv von den Unteren Landwirtschaftsbehörden abgewickelt wird.

Schließlich ist die systematische (vertikale) Integration von solchen neuartigen lokalen Entscheidungsgremien in die bestehenden politischen und administrativen Strukturen des kooperativen Föderalismus in Deutschland und der EU mit einem – zumindest anfänglich - nicht-trivialen Aufwand verbunden. Kostenwirksame Probleme können insbesondere dann entstehen, wenn eine Einbindung der regional verabschiedeten Vorlagen in EU-kofinanzierte Programme vorgesehen ist (Eggers 2005; siehe auch Buchta 2001; Jungcurt et al. 2004; Müller et al. 2002).

### **Implementierungskosten**

Das in Prenzlau-West erarbeitete regionalisierte AUP sollte als ein regionalspezifisches Element bzw. *regional begrenztes* Substitut für das bestehende KULAP bei der Aktualisierung des damals gültigen Brandenburger „Entwicklungsplans für den Ländlichen Raum“ in diesen integriert werden und somit im Rahmen der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 gefördert werden. Aus diesem Grunde waren die für das regionalisierte AUP vorgesehenen Verfahren zur Überwachung der Maßnahmendurchführung inhaltlich identisch mit den bereits im KULAP praktizierten Überwachungsprozeduren. Auch die administrativen Sanktionsmaßnahmen bei Nichteinhaltung der im regionalen AUP festgelegten Bewirtschaftungsregeln orientierten sich am bestehenden System. Es erscheint somit sehr unwahrscheinlich, dass zusätzliche administrative Kosten für die Kontrolle der Maßnahmen oder die Sanktionierung von Verstößen notwendig gewesen wären. Allerdings könnte der Aufwand für Kontrolle und Sanktionierung durchaus steigen, wenn von den regionalen Akteuren Maßnahmen entwickelt worden wären, die neue und möglicherweise kostenintensivere Kontrollverfahren erfordert hätten, um die regelgerechte Durchführung zuverlässig abzusichern.

Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass die Wahrscheinlichkeit von Regelverstößen im Rahmen des regionalisierten AUP aufgrund des partizipativen und diskursiven Prozesses der Maßnahmengestaltung eher geringer als bei nichtpartizipativ entwickelten Programmen gewesen wäre. Die am AUF vertretenen Landwirte identifizierten sich in hohem Maße mit den im Konsens vereinbarten Umweltzielen und Maßnahmeninhalten. Die vorgesehenen regelmäßigen Evaluationen des Programms durch die Mitglieder des Forums und die dort möglichen Modifikationen von Maßnahmen (z.B. die temporäre Aussetzung bestimmter Bewirtschaftungsregeln) hätten den Landwirten zudem eine gute Alternative zu Regelverstößen geboten. Darüber hinaus hätten die Mitglieder des AUF in dem vergleichsweise kleinen Gebiet mit einer überschaubaren Zahl von relevanten Akteuren weitaus effektivere Möglichkeiten zur Kontrolle und Durchsetzung von Regeln gehabt, z.B. durch Appelle an die Fairness der Mitglieder oder das Ausüben von Gruppenzwang, als sie einer Verwaltungsbehörde zur Verfügung stehen. Die repräsentative Zusammensetzung der Teilnehmer des AUF sowie die Begleitung des Partizipationsprozesses durch externe Akteure hätte zudem einer sich möglicherweise entwickelnden Vetternwirtschaft innerhalb der Gruppe vorgebeugt (Arzt et al. 2003).

## 4 Zusammenfassung und Fazit

In diesem Beitrag wurde am Beispiel eines von regionalen Akteuren in der Brandenburger Region Prenzlau-West erarbeiteten regionalisierten AUP untersucht, welche Wirkungen hinsichtlich der Kosteneffizienz von regional angepassten Agrarumweltmaßnahmen erwartet werden können. Bei der systematischen Betrachtung der Effekte von regionalisierten AUP im Vergleich zu herkömmlichen AUP bezogen auf einzelne Kostenkategorien ergab sich ein heterogenes Bild: Zum einen konnte das hohe Potential regional angepasster Maßnahmen bei der Erhöhung der Produktionskosteneffizienz und bei der Verringerung von Zielvermeidungskosten aufgrund verringerter Informationsasymmetrien herausgearbeitet werden. Weiter kann in Abhängigkeit von der gewählten Bandbreite und Art der angebotenen Agrarumweltmaßnahmen und der Anzahl der beteiligten Akteure ebenfalls eine Tendenz zur Verringerung der Implementierungskosten konstatiert werden. Zum anderen gehen regionalisierte AUP einher mit einer massiven Erhöhung der Entscheidungsfindungskosten. Zwar erscheint es plausibel von einer Abnahme dieses Kostenblocks über die Zeit auszugehen. Ein verlässlicher Rückschluss auf die Wirkung regional angepasster Maßnahmen auf die Gesamtkosteneffizienz im Vergleich zu herkömmlichen AUP ist jedoch aufgrund der empirischen Datenlage derzeit nicht möglich.

Darüber hinaus verdienen zwei weitere Aspekte Beachtung bei der Untersuchung der Vorteilhaftigkeit dezentraler Ansätze bei der Gestaltung von Agrarumweltmaßnahmen. Erstens gilt es neben der Untersuchung der Veränderungen der absoluten Kostenhöhe und der Kostenrelationen zwischen den einzelnen Kategorien auch die Verteilungswirkungen einer Regionalisierung zu berücksichtigen. Welche Akteure oder Akteursgruppen profitieren von einer verbesserten ökologischen Treffsicherheit bzw. einer erhöhten Produktionskosteneffizienz? Wer trägt die zusätzlichen Transaktionskosten bzw. Entscheidungsfindungskosten, insbesondere für die Etablierung, die regelmäßige Organisation und inhaltliche Vorbereitung sowie den notwendigen fachwissenschaftlichen Input von regionalisierten Entscheidungsfindungsmechanismen? Zweitens muss geprüft werden, welche Einkommenseffekte ggf. bei den landwirtschaftlichen Akteuren durch eine Regionalisierung und vor allem durch eine Verringerung der (Umwelt-) Zielverfehlungskosten ausgelöst werden. So könnten Landwirte, deren Betriebsflächen keine besonderen Umweltgefährdungsmerkmale (mehr) aufweisen und die demzufolge im Rahmen von regionalisierten AUP nicht mehr förderfähig wären, einen wichtigen Bestandteil ihres Betriebseinkommens verlieren und möglicherweise zur Einstellung der Bewirtschaftung ihrer landwirtschaftlichen Flächen gezwungen sein. Dies wiederum könnte negative Auswirkungen auf das Kulturlandschaftsbild haben oder die agrarlandschaftsbezogene Artenvielfalt reduzieren.

## Literatur

- Arrow, K.J. (1969) The Organization of Economic Activity: Issues Pertinent to the Choice of Market versus Nonmarket Allocation. *The Analysis and Evaluation of Public Expenditure: The PBB System. Vol. 1*, U.S. Joint Economic Committee, 91st Congress, 1st sess. Washington, DC: U.S. Government Printing Office, S. 59-73.
- Arzt, K., Baranek, E., Berg, C.; Hagedorn, K., Lepinat, J., Müller, K., Peters, U., Schatz, T., Schleyer, C., Schmidt, R., Schuler, J. & Volkmann, I. (2002) Dezentrale Bewertungs- und Koordinationsmechanismen. In Müller, K., Toussaint, V., Bork, H.-R., Hagedorn, K., Kern, J., Nagel, U.-J., Peters, J., Schmidt, R., Weith, T., Werner, A., Dosch, A. & Piorr, A. (Hrsg.) *Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung: Neue Wege kooperativen Handelns*. Weikersheim: Margraf-Verlag, S. 29-96.
- Arzt, K., Baranek, E., Müller, K. & Schleyer, C. (2003) Bedeutung, Modelle und Barrieren einer Regionalisierung der Agrarumweltpolitik und der Politik ländlicher Räume in der EU. *Berichte über Landwirtschaft* 81, S. 208-222.
- Birner, R. & Wittmer, H. (2004) On the "Efficient Boundaries of the State" – The contribution of Transaction Costs Economics to the Analysis of Decentralization and Devolution in Natural Resource Management. *Environment and Planning C: Government and Policy* 22, S. 667-685.
- Buchta, R. (2001) Partnerschaftliche Gestaltung von Agrar-Umweltprogrammen: Erfahrungen aus Brandenburg. In Tagungsband zur Podiumsdiskussion der Umweltstiftung WWF Deutschland, des Deutschen Jagdschutzverbandes e.V. und der Humboldt-Universität zu Berlin über: „Die Agrar-Umweltprogramme. Naturschutz in ländlichen Räumen“ am 22. Januar 2001 in Berlin. <http://www.jagd-online.de/downloads/bericht310501.pdf> (Zugriff am 24. Januar 2007), S. 38-43.
- Coase, R.H. (1960) The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3, S. 1-44.
- Deblitz, C. (1999) Vergleichende Analyse der Ausgestaltung und Inanspruchnahme der Agrarumweltprogramme zur Umsetzung der VO (EWG) 2078/92 in ausgewählten Mitgliedsstaaten der EU. *Landbauforschung Völkenrode* 195 (Sonderausgabe).
- Deumlich, D., Thiere, J. & Völker, L. (1997) Vergleich zweier Methoden zur Beurteilung der Wassererosionsgefährdung von Wassereinzugsgebieten. *Wasser & Boden* 49 (5), S. 46-51.
- Eggers, J. (2005) Dezentralisierung der Agrarumweltmaßnahmen in der europäischen Agrarpolitik: Hemmnisse eines institutionellen Wandels. *Institutional Change in Agriculture and Natural Resources* 25. Aachen: Shaker Verlag.
- Eggers, J., Laschewski, L. & Schleyer, C. (2004) Agri-environmental Policy in Germany: Understanding the Role of Regional Administration. *Institutional Change in Agriculture and Natural Resources (ICAR) Discussion Paper* 4. Berlin: Humboldt-Universität zu Berlin.
- Falconer, K. (2000) Farm-level Constraints on Agri-environmental Scheme Participation: A Transactional Perspective. *Journal of Rural Studies* 16, S. 379-394.
- Jungcurt, S., Laschewski, L. & Schleyer, C. (2004) Löst Geld Nutzungskonflikte?: Zur Steuerungsproblematik von Förderprogrammen im Agrarumweltbereich. <http://www.agrar.huberlin.de/struktur/institute/wisola/fg/ress/publikationen/-forschungsberichte/studiespreewald.pdf> (Zugriff am 24. Januar 2007).
- Knickel K. & Peter, S. (2004) Rural Areas are Shaping the Future: Some Experience with the Regional Action Programme in Germany. In *Farming and Rural Systems Research*

- and Extension. *European Farming and Society in Search of a New Social Contract-Learning to Manage Change*. (Pre)Proceedings of the 6th European IFSA Symposium, Vila Real (Portugal), 4-7 April. [http://home.utad.pt/~des/ifsa/ifsa\\_6th\\_eu\\_proceed.pdf](http://home.utad.pt/~des/ifsa/ifsa_6th_eu_proceed.pdf) (Zugriff am 24. Januar 2007), S. 595-604.
- Müller, K., Toussaint, V., Bork, H.-R., Hagedorn, K., Kern, J., Nagel, U.-J., Peters, J., Schmidt, R., Weith, T., Werner, A. Dosch, A. & Piorr, A. (Hrsg.) (2002) *Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung: Neue Wege kooperativen Handelns*. Weikersheim: Margraf-Verlag.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). (1998) *Co-operative Approaches to Sustainable Agriculture*. Paris: OECD.
- Ostrom, E. (1998) The Institutional Analysis and Development Approach. In Tusak-Loehman, E. & Kilgour, D.M. (Hrsg.) *Designing Institutions for Environmental and Resource Management*. Edward Elgar, Cheltenham, UK; Northampton MA, USA, S. 68-90.
- Renting, H. & Ploeg, J.D., van der (2001) Reconnecting Nature, Farming and Society: Environmental Cooperatives in Netherlands as Institutional Arrangements Creating Coherence. *Journal of Environmental Policy and Planning* 3, S. 85-101.
- Slangen, L.H.G. & Polman, N.B.P. (2002) Environmental Co-operatives: A New Institutional Arrangement of Farmers. In Hagedorn, K. (Hrsg.) *Environmental Cooperation and Institutional Change: Theories and Policies for European Agriculture*. New Horizons in Environmental Economics. Cheltenham (UK), Northampton, MA (USA): Edward Elgar, S. 69-90.
- Stratmann, U. & Osterburg, B. (2002) Die regionale Agrarumweltpolitik in Deutschland unter dem Einfluss der Förderangebote der Europäischen Union. *Agrarwirtschaft* 51 (5), S. 259-279.
- Wätzold, F. & Schwerdtner, K. (2005) Why be Wasteful when Preserving a Valuable Resource? A Review Article on the Cost-effectiveness of European Biodiversity Conservation Policy. *Biological Conservation* 123, S. 327-338.
- Whitby, M., Saunders, C. & Ray, C. (1998) The Full Cost of Stewardship Policies. In Dabbert, S., Dubgaard, A., Slangen, L. & Whitby, M. (Hrsg.) *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*. CAB International, Oxon, S. 97-112.
- Williamson, O.E. (1999) Public and Private Bureaucracies: A Transaction Cost Economics Perspective. *The Journal of Law, Economics & Organization* 15, S. 306-342.
- Wilson, G. (2000) Agrarumweltprogramme in Großbritannien: Erfolg oder Mißerfolg? Vortrag auf der Tagung „Agrarumweltprogramme – Konzepte, Entwicklungen, künftige Ausgestaltung“ am 27./28. 11. 2000 in der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL), Braunschweig.



# Potenziale für Effizienzverbesserungen in der Eingriffsregelung

## Effiziente Organisation der Bereitstellung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen

Sonja Macke

### 1 Einleitung

Die Eingriffsregelung, verankert im Bundesnaturschutzgesetz und im Baugesetzbuch, erfordert von einem Vorhabenträger, der Natur und Landschaft beeinträchtigt, diese Beeinträchtigung („Eingriff“) primär zu vermeiden und wenn dies nicht möglich ist, die Beeinträchtigung auszugleichen bzw. zu kompensieren (§ 19 BNatSchG). Dies erfolgt in der Regel durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen<sup>1</sup>, das heißt durch die ökologische Aufwertung einer Fläche im Gegenzug zur Eingriffsgenehmigung. Darüber hinaus können die einzelnen Bundesländer gemäß § 19 Abs. 4 BNatSchG eine Abgabe (Ersatzzahlung) vorsehen, wenn keine Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen möglich sind. Da es in der Vergangenheit massive Probleme in der erfolgreichen Umsetzung der Kompensationspflicht gab<sup>2</sup>, stellt sich die Frage, ob der Verursacher die Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen selbst durchführen soll oder ob es andere Organisationsformen gibt, die die Kompensationspflicht effizienter und das Ziel, den Status quo an Funktionen und Werten von Natur und Landschaft zu erhalten, erfolgreicher erfüllen können.

Zunächst werden unterschiedliche Kompensationsmechanismen vorgestellt und die Ziele der Eingriffsregelung identifiziert, um später zu einer Bewertung der unterschiedlichen Organisationsformen kommen zu können. In Kapitel 2 wird der Effizienzbegriff erläutert. Hierzu gehören die Definition unterschiedlicher Kostenarten sowie die Darstellung des theoretischen Rahmens der transaktionskostenökonomischen Betrachtung. In Kapitel 3 folgt die Analyse der projektspezifischen Kompensation durch den Vorhabenträger (Klassische Kompensation) als Referenzmodell zur Analyse externer Sammelkompensation (Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmenpool). In diesem Zusammenhang ist es nützlich, auf Fragen der Trägerschaft und Stiftungsmodelle näher einzugehen. Das

---

1 Ausgleich: gleichartige Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit von Natur und Landschaft vs. Ersatz: gleichwertige Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit von Natur und Landschaft (vgl. § 19 Abs. 2 BNatSchG). In der Fachplanung gilt Ausgleich vor Ersatz (§ 19 Abs. 2 BNatSchG); in der Bauleitplanung sind Ausgleich und Ersatz zusammengefasst (§ 200a BauGB).

2 Die Eingriffsregelung kämpft „nicht mehr mit Methodenproblemen, sondern mit Vollzugsproblemen“ (Jessel 2002, 229).

Kapitel 4 enthält die Schlussfolgerungen und führt zu Empfehlungen zur Effizienzverbesserung in der Eingriffsregelung.

### 1.1 Kompensationsmechanismen

Unter der „Klassischen Kompensation“ sollen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen verstanden werden, die der Eingriffsverursacher *on-site*, d.h. auf der Eingriffsfläche oder in unmittelbarer Nachbarschaft dazu, durchführen muss. Der Vorhabenträger ist auch für die dauerhafte Sicherung und Pflege der Kompensationsflächen verantwortlich. Die Umsetzung der Kompensationsauflage erfolgt zeitgleich mit oder i.d.R. nach dem Eingriff (möglichst zeitnah).

Bei Flächen- und Maßnahmenpools (Ökokonten)<sup>3</sup> handelt es sich um Sammelkompensation an anderer Stelle (*off-site*). Flächen und/oder Maßnahmen werden bereits vor dem Eingriff bereitgestellt. Werden lediglich Flächen für künftige Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bevorratet, so spricht man von einem Flächenpool. Wurden auf den Flächen bereits Maßnahmen durchgeführt, so spricht man von einem Maßnahmenpool oder im kommunalen Bereich auch häufig vom so genannten Ökokonto. In der Regel sind dies größere Kompensationsflächen im Verbund. Die Sammelkompensation kann vom Vorhabenträger selbst durchgeführt werden (z.B. bei großen Vorhabensträgern mit regelmäßigem Kompensationsbedarf). Hier soll jedoch zur Kontrastierung der unterschiedlichen Organisationsformen von einer Maßnahmenbevorratung durch Dritte ausgegangen werden. Der Pool kann sowohl in öffentlicher als auch in privater Trägerschaft sein (vgl. Böhme et al. 2005). Insbesondere im kommunalen Bereich der Bauleitplanung, aber zunehmend auch im Bereich anderer Eingriffsgenehmigungsverfahren, wird von dieser Möglichkeit, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Rahmen eines Sammelkompensationsprojektes durchzuführen, Gebrauch gemacht.<sup>4</sup>

### 1.2 Ziel der Eingriffsregelung

Die Eingriffsregelung beinhaltet die Umsetzung zweier umweltpolitischer Grundprinzipien: das Vorsorge- und das Verursacherprinzip.

Das Vorsorgeprinzip ist durch verschiedene Aspekte begründet. Der Erste ist in der Vermeidungsfunktion zu sehen: Vorsorglich müssen alle vermeidbaren Beeinträchtigungen unterlassen werden. Dies wird vor allem der Unsicherheit gerecht, dass die kumulative Wirkung vieler – auch kleiner – Eingriffe im Laufe der Zeit die einfache Addition der ökologischen Wirkung jedes einzelnen Eingriffs womöglich übersteigt und dass die Ressource „Boden“ endlich ist. Zudem wird das Vorsorgeprinzip auch bei der Kompensationsaufgabe der Eingriffsregelung deutlich, da es sich nach § 18 Abs. 1 BNatSchG schon dann um einen Eingriff handelt, wenn dieser eine Beeinträchtigung hervorrufen kann. Das Gesetz greift also bevor der tatsächliche Schaden eintritt. Darüber hinaus verwirklicht die Eingriffsregelung das Vorsorgeprinzip, indem sie durch ihren flächen-

---

<sup>3</sup> Zu den Pool-Begriffen vgl. Köppel et al. 2004, 141f.

<sup>4</sup> Vgl. Spang & Reiter 2005, Steffen 2006.

haften Bezug auch die naturschutzfachlich nicht besonders wertvollen Flächen in ihren Funktionen schützt. Dabei schützt die Eingriffsregelung im Gegensatz zum konservierenden Naturschutz wie z.B. bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten nicht statisch, sondern dynamisch. Grundgedanke der Eingriffsregelung ist es, Nutzungsänderungen zuzulassen, das heißt z.B. die Umwandlung von naturnahen Flächen in Siedlungs- und Verkehrsfläche nicht zu verhindern, aber nur unter der Bedingung zu genehmigen, dass der Verursacher im Gegenzug für die ökologische Aufwertung einer Fläche zu sorgen hat. Hier greift das Verursacherprinzip.

Das Verursacherprinzip beinhaltet, dass derjenige, der den Schaden an Natur und Landschaft anrichtet, auch für die Wiedergutmachung verantwortlich ist. Ziel ist es, auf diese Weise die negativen externen Effekte, die ökologischen Schäden, zu internalisieren. Das heißt, gemäß § 19 BNatSchG soll der Eingriffsverursacher persönlich die Konsequenzen für sein Handeln, den Eingriff in Natur und Landschaft, tragen, damit er diese Konsequenzen in vollem Umfang bei seinem Handeln berücksichtigt. So werden ihm die Kosten, die ansonsten die Gesellschaft und jeden einzelnen Bürger durch Verlust des öffentlichen Gutes „Natur und Landschaft“ treffen, übertragen. Ansonsten käme es gemäß der Theorie öffentlicher Güter zwangsläufig zur Übernutzung der Ressource „Natur und Landschaft“. Im Zusammenhang mit der Fragestellung ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass das Verursacherprinzip nicht zwangsläufig beinhaltet, dass der Eingriffsverursacher auch tatsächlich selbst die Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen durchführt und die Kompensationsflächen langfristig pflegt. Aus umweltökonomischer Perspektive ist das Verursacherprinzip bereits dann verwirklicht, wenn der Verursacher die Kosten für die Bereitstellung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in vollem Umfang trägt.<sup>5</sup> Welche Kostenarten das sind und wie im Hinblick auf diese Kosten Effizienz definiert werden kann, beantwortet das folgende Kapitel.

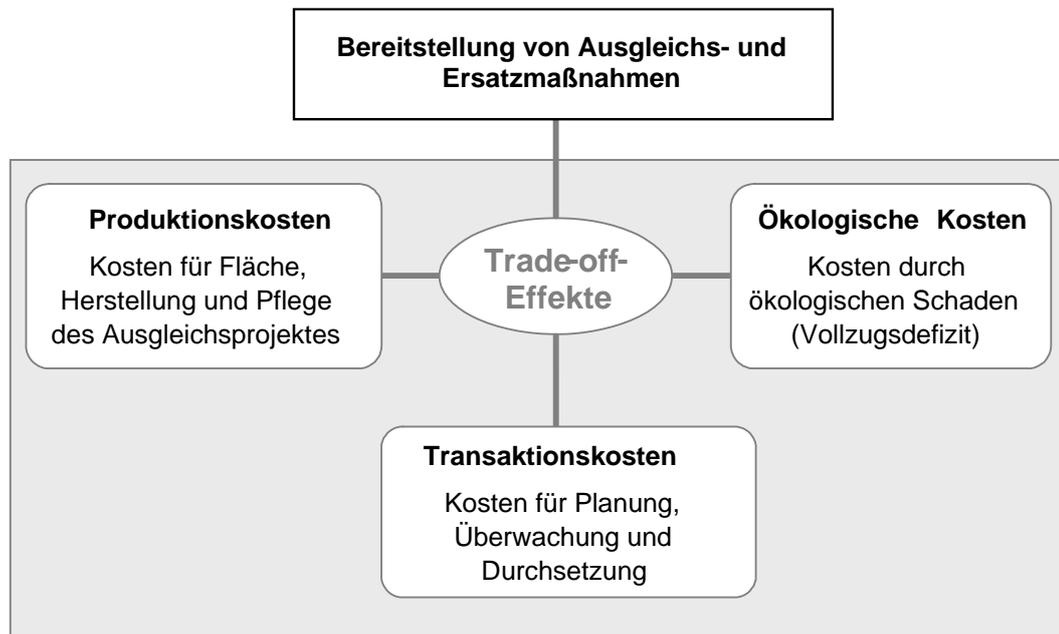
## **2 Effizienz bei der Bereitstellung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen**

### **2.1 Kostenarten**

Bei der Bereitstellung von Kompensationsmaßnahmen sind im Wesentlichen drei Kostenarten zu unterscheiden. Die Produktionskosten, die ökologischen Kosten und die Transaktionskosten (vgl. Abb. 1). Effizient im ökonomischen Sinne ist der Kompensationsmechanismus, der die geringsten Gesamtkosten verursacht.

---

<sup>5</sup> Auch die Bundesregierung versteht das Verursacherprinzip als Kostenzurechnungsprinzip (vgl. Bundesministerium des Innern (BMI) (1973): Das Verursacherprinzip: Möglichkeiten und Empfehlungen zur Durchsetzung. Bonn. – Umweltbrief 1: 2).



**Abbildung 1** Kostenarten der Bereitstellung von Ausgleich und Ersatz

*Produktionskosten* umfassen bei der Bereitstellung von Ausgleich und Ersatz die Kosten für die Fläche und für die Herstellung, Entwicklung und dauerhafte Pflege der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bzw. -flächen.

*Ökologische Kosten* sind die Kosten, die die Öffentlichkeit unmittelbar durch Vollzugsdefizite treffen. Vollzugsdefizite treten durch unvollständig oder zu spät oder modifiziert durchgeführte Maßnahmen bzw. mangelhafte Pflege auf. Auch eine Abweichung zwischen Kompensationsziel und Maßnahmenwirkung<sup>6</sup> führt zu ökologischen Kosten, da der Erfolg einer Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme nur dann gegeben ist, wenn die für Natur und Landschaft positive Wirkung der Maßnahme der negativen Wirkung des Eingriffs entspricht. Bei einer Entscheidung für unpassende Maßnahmen oder für einen zu großen oder zu kleinen Kompensationsumfang würde dieses Ziel verfehlt werden.

Die grundsätzliche Diskussion um die Ausgleichbarkeit und Bewertung von Eingriff und Ausgleich soll in diesem Beitrag in der Hinsicht vereinfachend ausgeklammert werden, indem die Annahme gilt, dass die Genehmigungsbehörde Art und Umfang der Kompensationspflicht optimal bestimmt. Dies setzt voraus, dass ausreichende Informationen vorliegen und dass der Abwägungsprozess im Verwaltungsverfahren ein effizientes Ergebnis bringt. Dass dies in der Realität anders sein kann wird befürchtet<sup>7</sup>, ist aber für die Analyse der verschiedenen Kompensationsmechanismen nicht relevant, da dies

<sup>6</sup> Z.B. Tesch 2003.

<sup>7</sup> U.a. Breuer 2000.

weitestgehend unabhängig davon passiert, ob ein Eingriff klassisch oder über einen Flächen- oder Maßnahmenpool abgewickelt wird.<sup>8</sup>

Unter *Transaktionskosten* sind die Ressourcen zu verstehen, die notwendig sind, um eine Institution<sup>9</sup> (oder Organisation) zu schaffen und zu betreiben und die Einhaltung ihrer Regeln zu sichern (vgl. Richter & Furubotn 2003: 12). In diesem Fall umfassen Transaktionskosten alle die Kosten, die mit der Planung, der Überwachung und Durchsetzung der Kompensationspflicht verbunden sind. Sie hängen im Wesentlichen von der Organisationsform ab und spielen daher bei der angestrebten Effizienzbetrachtung eine besondere Rolle.

Zwischen Produktions-, Transaktions- und ökologischen Kosten sind verschiedene *Trade-off*-Effekte denkbar. Betreibt man z.B. ein äußerst aufwändiges Kontroll- und Sanktionssystem, dann wird es kaum zu Vollzugsdefiziten kommen und die ökologischen Kosten werden sehr gering ausfallen. Dies ist allerdings nur unter Inkaufnahme hoher Transaktionskosten möglich, die unter Umständen nicht im Verhältnis zum ökologischen Nutzen stehen und damit ineffizient sein können. Ein anderes Beispiel ist die sorgfältige Datenerhebung und Projektplanung, die zu einer höheren Erfolgswahrscheinlichkeit der Kompensationsmaßnahme führt, aber unter Umständen einen unverhältnismäßig großen Aufwand bedeutet. *Trade-off*-Effekte gibt es auch innerhalb einer Kostenart, wie es am Beispiel der ökologischen Kosten kurz skizziert werden soll: Die Verringerung des *Time-lag*-Effektes (der vorübergehende Verlust an Funktionen und Werten des Naturhaushaltes bis die volle Funktions- und Wirkungsweise der Kompensationsmaßnahme entfaltet ist, vgl. Kiemstedt et al. 1996) durch die Bevorratung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen an anderer Stelle geht i.d.R. auf Kosten des engen räumlich-funktionalen Zusammenhangs. Eine naturschutzfachliche Diskussion soll an dieser Stelle jedoch nicht geführt werden. Hier soll lediglich auf die Zusammenhänge zwischen den einzelnen Kostenarten aufmerksam und die Komplexität der Effizienzanalyse einer Organisation deutlich gemacht werden.

## 2.2 Transaktionskostentheoretische Betrachtung

Im vorliegenden Beitrag sollen die Kompensationsmechanismen „Klassische Kompensation“ und „Maßnahmenpool“ in ihrer Effizienz analysiert und bewertet werden. Da eine komparative Analyse angestrebt ist, dient die Klassische Kompensation, wie sie jahrzehntelang bei der Eingriffsregelung zur Anwendung kam und heute noch bei Planfeststellungen und ähnlichen Eingriffsgenehmigungsverfahren üblich ist, als Referenzmodell. Eine quantitative Analyse der Kosten ist aus vielen Gründen nicht möglich. Zu den wich-

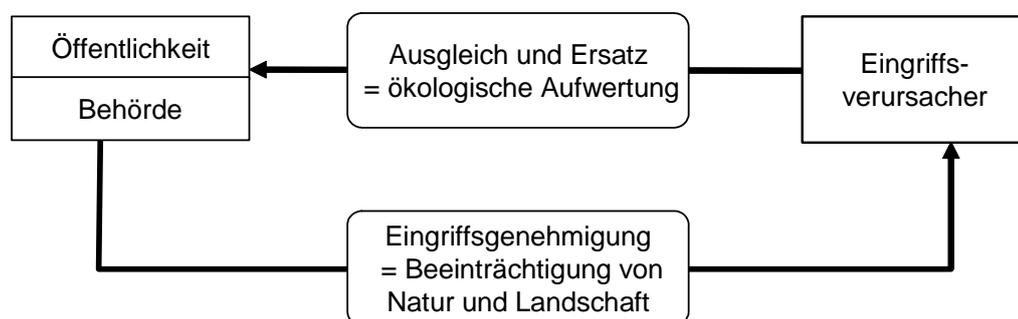
---

8 Die Klassische Kompensation hat lediglich den informatorischen Vorsprung, dass der Eingriff und damit die beeinträchtigten Funktionen und Werte zum Zeitpunkt der Ausgleichsplanung besser bekannt sind.

9 Unter einer Institution verstehen Richter & Furubotn „ein auf ein bestimmtes Zielbündel abgestelltes System von Normen einschließlich deren Garantieinstrumente, mit dem Zweck das individuelle Verhalten in eine bestimmte Richtung zu steuern“; unter einer Organisation verstehen die Autoren eine Institution samt den sie benutzenden Individuen (2003: 50).

tigsten zählen die Verschiedenartigkeit der Maßnahmen und regionale Unterschiede im Bodenpreisniveau, der Datenmangel z.B. hinsichtlich des Verwaltungsaufwandes, und die Schwierigkeit der monetären Bewertung der Vollzugsdefizite (des ökologischen Schadens). Daher muss versucht werden, mit einem qualitativen Forschungsansatz zu einer nachvollziehbaren und differenzierten Bewertung zu kommen.

Die Analyse und Bewertung stützt sich u.a. auf den transaktionskostentheoretischen Ansatz nach Williamson (Theorie der Firma / Mechanisms of Governance; u.a. Williamson 1990, 1996, 2000), einem Zweig der Neuen Institutionenökonomik. Analyseeinheit dieses theoretischen Ansatzes ist die Transaktion, in diesem Fall die Transaktion „Eingriff / Kompensation“. Dabei handelt es sich um einen Austausch zwischen den Transaktionspartnern „Eingriffsverursacher“ und „Öffentlichkeit“. Getauscht wird das Recht auf Naturzerstörung (Eingriffsgenehmigung) im Gegenzug zur Kompensationspflicht (ökologische Aufwertung). Die Behörden und die Verwaltung vertreten dabei die Interessen der Öffentlichkeit. Das Schema in Abb. 1 stellt die vereinfachte Grundform dar und kann gemäß der unterschiedlichen institutionellen Ausgestaltung bei anderen Kompensationsmechanismen variiert werden. Abb. 1 kommt der Klassischen Kompensation am nächsten, bei dem der Verursacher selber für die Durchführung und Pflege der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen verantwortlich ist.



**Abbildung 2** Transaktion „Eingriff / Kompensation“ (vereinfacht).

Williamson (u.a. 1990, 2000) bestimmt anhand der Transaktionseigenschaften, ob eine Transaktion über einen Markt oder über vertikale Integration (bürokratische Governance-Form) effizient abgewickelt werden kann<sup>10</sup>. Williamson unterscheidet sich von der neoklassischen Theorie, indem er von den menschlichen Eigenschaften „begrenzte Rationalität“ und „Opportunismus“<sup>11</sup> (Verhaltensunsicherheit) ausgeht. Nicht alle künftigen Eventualitäten sind zum Zeitpunkt eines Vertragsabschlusses regelbar. Nach der Transaktionskostentheorie spielen in erster Linie die Faktorspezifität in Verbindung mit Unsicherheit (und Messbarkeit) sowie die Häufigkeit eine Rolle. Je spezifischer, je unsicherer

<sup>10</sup> Dazwischen gibt es zahlreiche hybride Formen der Kooperation und Absicherungen.

<sup>11</sup> Williamson definiert Opportunismus als die Verfolgung des Eigeninteresses unter Zuhilfenahme von List (Williamson 1990).

und je schlechter messbar die Transaktion ist, desto weniger ist ein Markt geeignet, das Gut bereitzustellen. Dann sind zusätzliche Sicherungen marktlicher oder administrativer Natur notwendig. Deren Einrichtung lohnt sich besonders dann, wenn die Häufigkeit hoch ist. Die Eigenproduktion im „public bureau“ (vertikale Integration / Hierarchie) sieht Williamson (2000: 603) als „last resort“ der Überwachung und Durchsetzung, da ökonomische Anreize zur Kostenminimierung fehlen und Produktions- und Transaktionskosten der Eigenherstellung i.d.R. hoch sind. Bevor die Kompensationsmechanismen analysiert und bewertet werden können, sind die Transaktionseigenschaften aus der Theorie auf die Praxis der Bereitstellung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen anzuwenden.

### Operationalisierung der Transaktionseigenschaften

Die Transaktionseigenschaften der Bereitstellung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen zur Erfüllung der Kompensationspflicht in der Eingriffsregelung sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

**Tabelle 1** Operationalisierung der Effizienzeigenschaften der Transaktion „Eingriff / Kompensation“.

<b>Transaktionseigenschaft</b>	<b>Anwendung auf Kompensationsbereitstellung</b>
<b><i>Faktorspezifität</i></b>	
standortspezifische Investition	räumlich-funktionaler Zusammenhang zw. Eingriff und Ausgleich und Ersatz
terminspezifische Investition	zeitlicher Zusammenhang zw. Eingriff und Kompensation / Vorleistung
<b><i>Unsicherheit</i></b>	
externe (exogene Störfaktoren)	Einfluss der Nachbarfläche, künftige Ereignisse
interne (endogene Störfaktoren)	Verhaltensunsicherheit Opportunismus/ Zielkonflikte
Messbarkeit	Bewertbarkeit der Kompensationsleistung: Zeitpunkt und Methode
<b><i>Häufigkeit der Transaktion</i></b>	Zuordnungsfrequenz zwischen Eingriffs und Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme
<b><i>Transaktionsumwelt</i></b>	soziokulturelle, rechtliche, technologische Rahmenbedingungen

*Faktorspezifität* setzt sich aus verschiedenen Typen<sup>12</sup> zusammen. Im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung erscheinen die standortspezifischen und die terminspezifischen

<sup>12</sup> Williamson (1996: 59f.) unterscheidet standortspezifische, anlagenspezifische, humankapital-spezifische und abnehmerspezifische, reputationsspezifische und terminspezifische Investitionen.

Investitionen von besonderer Relevanz. Standortspezifität bezeichnet den räumlich-funktionalen Zusammenhang zwischen Eingriff und Kompensation. Je spezifischer eine Transaktion ist, desto weniger effizient kann sie über einen Markt abgewickelt werden. Die Zeitspezifität bezeichnet hingegen den zeitlichen Zusammenhang zwischen Eingriff und Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, d.h. zwischen Leistung und Gegenleistung. Findet der Tausch nicht simultan statt, so geht einer der beiden Transakteure in Vorleistung und begibt sich in eine Abhängigkeit vom Transaktionspartner (*hold up*-Problem). Das bedeutet, dass der eine Transakteur den anderen um die Quasirente „erpressen“ kann. Je größer die Abhängigkeit ist (gekoppelt mit Unsicherheit künftiger Ereignisse), desto eher sind Sicherungsmaßnahmen bis hin zur Eigenherstellung notwendig.

*Externe Unsicherheit* bezeichnet Störgrößen, die sich nicht von den Transakteuren beeinflussen lassen wie zum Beispiel das Wetter. Sie sind umso größer, je weiter die Gegenleistung, also die Bereitstellung der Kompensation, in der Zukunft erfolgt (langer Zeitraum zwischen Eingriff und Ausgleich bzw. Ersatz) und unvorhersehbare Ereignisse stattfinden können. Als unsicher gilt außerdem der (künftige) Einfluss von Nachbarflächen, deren Nutzungsform die Kompensationsfläche und die darauf durchgeführten Maßnahmen beeinträchtigen oder begünstigen kann.

*Interne Unsicherheit* bezeichnet die Verhaltensunsicherheit der Transaktionspartner und die Frage, inwiefern sie sich an Verträge und Abmachungen halten (*moral hazard*-Gefahr). Die Unsicherheit ist umso größer, je stärker Zielkonflikte ausgeprägt sind: Je größer die interne Unsicherheit ist, desto höher ist das Risiko opportunistischen Verhaltens. Je schlechter eine Leistung messbar ist, desto weniger geeignet ist ein Markt, um die Transaktion abzuwickeln. Die *Messbarkeit* des Wertes der Ausgleichs- und Ersatzleistungen stellt die Bedeutung des Zeitpunktes der Kompensationsleistung und der Bewertungsmethode zum Vergleich von Eingriffsfolgen und Kompensationsleistungen heraus. Je besser eine Leistung messbar ist, desto eher ist eine Handelbarkeit gegeben und eine erfolgsabhängige Entlohnung möglich. Bei schlechter Messbarkeit besteht die Gefahr zu opportunistischem Verhalten und Vertrauen und soziale Bindungen sind notwendig, um die Transaktion abzusichern.

Die *Häufigkeit* der Transaktion bezieht sich im Falle der Kompensationsbereitstellung auf die Anzahl an Transaktionen zwischen Behörde (als Vertreter der Öffentlichkeit) und dem Bereitsteller von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Es handelt sich dabei um die Anzahl an Eingriffen, die im Rahmen einer Maßnahme bzw. eines Maßnahmenpools kompensiert werden können (Zuordnungsfrequenz zwischen Kompensation und Eingriffen). Zwei Beispiele sollen dies verdeutlichen: Eine projektspezifische Kompensation auf der Eingriffsfläche des Vorhabenträgers ist eine einmalige Transaktion zwischen Behörde und Eingriffsverursacher. Hingegen kann ein Betreiber einer Sammelkompensation auf einer entfernten, aber großen Fläche eine Vielzahl an Eingriffsvorhaben bedienen. Hier ist die Häufigkeit der Transaktion hoch.

Die *Transaktionsumwelt*, in die sich die Transaktion bettet, kann unterschiedliche Organisationsformen unterstützen. So ist die „Marktfreundlichkeit“ neben rechtlichen und technologischen Rahmenbedingungen v.a. von soziokulturellen Faktoren (z.B. Werten) abhängig. Das Ordnungsrecht, das Planungssystem und die Einstellung der Akteure zu

marktorientierten Instrumenten im Naturschutz sowie limitierende Faktoren wie Ausstattung der Akteure mit Kapital sind für die Umsetzung der Kompensationspflicht relevant.

### 3 Effizienzanalyse

#### 3.1 Effizienzanalyse des Referenzmodells „Klassische Kompensation“

*Produktionskosten:* Da es sich um eine einzelne eingriffsspezifische Maßnahme zur Kompensation handelt, sind die Produktionskosten als hoch einzuschätzen. Die Herstellungs- und Entwicklungspflege sowie die langfristige Pflege unterliegen bei der Klassischen Kompensation keinerlei Verbundvorteilen. Die Kosten der Flächenbeschaffung machen einen beträchtlichen und oft sogar den größten Teil der gesamten Produktionskosten aus. Dies liegt vor allem an dem Umstand, dass hier der räumlich-funktionale Zusammenhang zwischen Eingriff und Kompensation eng definiert ist<sup>13</sup>, und damit die Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen dort platziert werden, wo der Eingriff stattfindet. So werden häufig aufgrund der räumlichen Nähe zum Eingriff (z.B. Wohngebiet) für die Kompensationsflächen hohe Baulandpreise gezahlt. Bei Zeitdruck im Rahmen großer Vorhaben im Außenbereich (z.B. Bahntrasse) sind sich die Bodeneigentümer oft ihrer starken Verhandlungsposition bewusst und fordern entsprechend hohe Preise für den Verkauf der Fläche. Nicht selten kommt es zu Nach- oder Neuplanungen von Kompensationsmaßnahmen, da die projektierten Flächen nicht verfügbar gemacht werden können. Darüber hinaus kam es in der Vergangenheit insbesondere im Rahmen der Klassischen Kompensation häufig zur Festsetzung pflegeintensiver Maßnahmen (z.B. Anlage von Streuobstwiesen), was die Produktionskosten der Klassischen Kompensation zusätzlich steigert.

*Ökologische Kosten:* Die ökologischen Kosten, also die Vollzugsdefizite (bzw. mangelnde Qualität des Kompensationsprojektes), sind als hoch einzuschätzen. Studien (u.a. Dierßen & Reck 1998, Schmidt & Meyhöfer 2001) haben gezeigt, dass z.T. nur jede zweite Maßnahme erfolgreich umgesetzt wird. So entstehen erhebliche gesellschaftliche Kosten, insbesondere bei akkumulierter Betrachtung. Ursache ist u.a. das *moral-hazard*-Verhalten der Eingriffsverursacher, die sich nicht vollständig an die Bedingungen der Eingriffsgenehmigung halten. Informationsdefizite aufgrund mangelnder Datenlage oder asymmetrischer Information oder aber z.B. aufgrund einer ungenauen Maßnahmenbeschreibung in der Eingriffsgenehmigung eröffnen weitere Spielräume, die opportunistisch genutzt werden können.

Andererseits ist auch die externe Unsicherheit durch den langen Zeitraum zwischen Eingriff und vollständiger Kompensationswirkung hoch. Ausgleich und Ersatz werden im besten Fall mit, und häufig erst deutlich nach dem Eingriff durchgeführt. Die erfolg-

---

<sup>13</sup> Der Vorrang Ausgleich vor Ersatz (=enger räumlich-funktionaler Zusammenhang) galt in der Bauleitplanung bis 1998 und ist noch immer gültig für die Fachplanung (vgl. Fußnote 1).

reiche dauerhafte Sicherung und Pflege der Kompensationsflächen bzw. -maßnahmen kann zum Zeitpunkt der Eingriffsgenehmigung nur prognostiziert werden. Störgrößen aus der Umgebung, bedingt durch die räumlich isolierte Lage der Ausgleichs- und Ersatzfläche inmitten i.d.R. intensiv genutzter Eingriffsflächen oder Wetterereignisse, auf die die Transaktionspartner keinerlei Einfluss haben, können in diesem Zeitraum den Erfolg der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen gefährden.

Ein weiterer systemimmanenter Faktor ökologischer Kosten ist bei der klassischen Kompensation im *Time-lag-Effekt* zu sehen. Durch die vorübergehende Minderung der Funktionen und Werte bis die Kompensationsmaßnahmen ihre volle Wirkung entfaltet haben, kommt es zu einer Unterkompensation, oder – wenn diesem Umstand durch einen erhöhten Kompensationsumfang Rechnung getragen wird – langfristig zu einer Überkompensation des Eingriffs. Die Treffsicherheit der erwünschten Wirkung ist nicht gegeben. Diese wird ebenso verfehlt, wenn große Vorhabenträger aufgrund einer starken Risikoaversion Kompensation über das notwendige Maß leisten, um die Eingriffsgenehmigung nicht durch Korrekturwünsche bei den Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen gefährdet zu sehen.

*Transaktionskosten:* Die Transaktionskosten müssen ebenfalls als hoch eingeschätzt werden, da die Transaktionseigenschaften für einen hohen Sicherungsbedarf aufgrund spezifischer Investitionen und interner Unsicherheit und durch die Einmaligkeit der Transaktion (mangelnde Häufigkeit) für einen hohen Sicherungsaufwand sprechen.

Sicherungsbedarf besteht in erster Linie aufgrund der großen internen Unsicherheit. Die Gefahr des opportunistischen Verhaltens des Kompensationspflichtigen (*moral hazard*-Gefahr) ist bei der klassischen Kompensation stark ausgeprägt, da der Eingriffsverursacher i.d.R. kein Interesse an der ökologischen Leistung der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen hat. Vielmehr möchte er ein zügiges Genehmigungs- und Bauverfahren und eine kostengünstige Realisierung des Bauprojektes inklusive Erfüllung der Kompensationsverpflichtung (Rechtssicherheit). Abgesehen von der mangelnden Fähigkeit des Eingriffsverursachers als Bereitsteller von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen kommt es so auch zu mangelnder Motivation für eine erfolgreiche Erfüllung der Kompensationspflicht. Da die Kontrollwahrscheinlichkeit (insbes. was die langfristige Pflegeleistung betrifft) relativ gering ist<sup>14</sup> und die Vollzugsinstrumente (z.B. die Ersatzvornahme im Rahmen der Bauleitplanung) zunächst wenig abschreckend wirken, führt der Interessenkonflikt zwischen Öffentlichkeit / Behörde und dem Eingriffsverursacher leicht zu einem *moral-hazard*-Verhalten des Kompensationspflichtigen.

Der zweite Faktor, der die Transaktionskosten belastet, ist die spezifische Investition auf Seite der Behörde, die quasi mit der Erteilung der Eingriffsgenehmigung in Vorleistung geht. Die Durchführung und insbesondere die Wirkung und Qualität der Kompensationsmaßnahmen ist für die Genehmigungsbehörde erst später prüfbar (mangelnde Messbarkeit zum Zeitpunkt der Eingriffsgenehmigung bedeutet stark begrenzte Rationalität). Ist die Eingriffsgenehmigung unter Auflage von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen erteilt und der Eingriff durchgeführt, ist die Transaktion nicht mehr kostenlos

---

14 U.a. Schwoon 1999.

abbrechbar. Die Behörde muss sich somit gegen eine Kombination aus *moral-hazard* Gefahr (interner Unsicherheit) und spezifischen Investitionen schützen.

Hinzu kommt dabei der Anspruch bei der Klassischen Kompensation, möglichst gleichartige Funktionen in Eingriffsnähe wiederherzustellen, so dass bei Mängeln ein Ausweichen auf ein anderes Kompensationsprojekt an anderer Stelle mit „nur“ gleichwertigen Funktionen nicht möglich ist, was die Faktorspezifität verstärkt. Die Absicherung der Behörde kann nur über Kontrolle und Sanktion erfolgen.

Der Kontrollbedarf (z.B. Flächenbegehung) ist jedoch insbesondere in Anbetracht der Vielzahl z.T. auch kleiner Kompensationsprojekte erheblich und der Kontrollaufwand prohibitiv. Studien belegen, dass die personelle und Sachmittelausstattung der Behörden häufig nicht ausreicht. Somit besteht ein Kontrolldefizit.<sup>15</sup> Hinzu kommt ein Kompetenz- und Motivationsproblem der Genehmigungsbehörden, insbesondere im Rahmen der städtebaulichen Eingriffsregelung. Hier sind oftmals die Baubehörden für die Abnahme, Kontrolle und ggf. Sanktion von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen verantwortlich. Das Aufspüren von Mängeln führt zu einem deutlich erhöhten Arbeitsaufwand für die Mitarbeiter. Die intrinsische Motivation und ihr Selbstverständnis als Baubehörde widersprechen jedoch teilweise den Zielen der Eingriffsregelung. So kann die Maximierung ihres Eigennutzes im Widerspruch zur erfolgreichen langfristigen Kompensation in der Eingriffsregelung stehen.

Im Zusammenhang mit den Transaktionskosten der Klassischen Kompensation ist auch die Seite des Eingriffsverursachers zu berücksichtigen. Durch die projektspezifische Planung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen innerhalb eines eng begrenzten Suchraums (in Eingriffsnähe) und unter Zeitdruck, weil die Planung des Eingriffs bereits abgeschlossen ist, ist es oft schwierig, geeignete und verfügbare Flächen zu finden. So kommt es nicht selten zu Verfahrensverzögerungen und damit zu Opportunitätskosten (entgangene Gewinne) auf Seiten der Vorhabenträger. Ebenso können aus diesem Grund Vorhabenträger bei großen und wirtschaftlich für die Kommune oder Region bedeutsamen Projekten in einer starken Verhandlungsposition gegenüber der genehmigenden Behörde bzw. der Naturschutzbehörde sein. Diese aus naturschutzfachlicher Sicht ungünstige Machtverteilung eröffnet weitere Spielräume für opportunistisches Verhalten.

*Fazit:* Die Produktions-, ökologischen und Transaktionskosten sind bei der Klassischen Kompensation sehr hoch. Ein anderes Bild ergibt sich bei der Effizienzanalyse von Maßnahmenpools (Ökokonten) im nächsten Kapitel.

### 3.2 Effizienzanalyse des Maßnahmenpoolmodells

*Produktionskosten:* Im Vergleich zur Klassischen Kompensation fallen die Produktionskosten geringer aus. Es kommt zu *economies of scale* (größenabhängige Kostenvorteile) bei der Herstellung und Pflege der Kompensationsflächen im Verbund und die Bodenpreise befinden sich i.d.R. auf einem moderaten Niveau, da die Flächen zur Umsetzung von Maßnahmen zeitlich und räumlich losgelöst vom einzelnen Eingriffsprojekt gesucht und

---

<sup>15</sup> Z.B. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Raumordnung des Landes Brandenburg 2000.

gesichert werden können. Damit vergrößert sich der Suchraum für potenzielle Kompensationsflächen und ermöglicht eine kostengünstigere Flächenbeschaffung meist landwirtschaftlicher Nutzflächen. Die Verhandlungsposition der Bodeneigentümer ist durch die strategische Bevorratung nicht durch Opportunitätskosten einer Verfahrensverzögerung des Eingriffsprojektes gestärkt. Effizienzvorteile sind bei dauerhafter Geschäftstätigkeit des Poolträgers durch Lerneffekte und Spezialisierung verbunden mit entsprechendem *Know how* zu erwarten.

*Ökologische Kosten:* Die ökologischen Kosten sind als deutlich geringer einzuschätzen, weil das Vollzugsdefizit – wie es von der Klassischen Kompensation her bekannt ist – durch die Bevorratung der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen erheblich reduziert ist. Die Kompensationsmaßnahmen sind vor dem Eingriff schon umgesetzt; lediglich die langfristige Pflege stellt ein gewisses Vollzugsrisiko dar. Auch die Daten- und Informationslage (u.a. durch ein naturschutzfachliches und gesamträumliches Konzept) kann i.d.R. als deutlich verbessert angesehen werden, was sich in der Qualität der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen widerspiegelt. Die Wahrscheinlichkeit zu einer naturschutzfachlich motivierten strategischen Wahl von Flächen ist höher als bei der Klassischen Kompensation und kann z.B. durch Flächenverbund, Pufferzonen oder Trittsteinbiotope einen erhöhten Wert für Natur und Landschaft haben. Dies führt zu einer Einsparung ökologischer Kosten bzw. positiv formuliert zu einer Nutzenverbesserung. Bei dieser Einschätzung führen annahmegemäß Kompensationsmechanismen mit gelockertem räumlich-funktionalen Zusammenhang nicht zu höheren ökologischen Kosten. Zwar gibt es im Sinne des BNatSchG Vorteile von Ausgleichsleistungen gegenüber Ersatzleistungen (Priorität: Ausgleich vor Ersatz), doch der Ersatz wird nur genehmigt, wenn kein Ausgleich möglich ist. In der städtebaulichen Eingriffsregelung sind Ausgleich und Ersatz zusammengefasst und werden ohnehin qualitativ nicht unterschieden. Es wird davon ausgegangen, dass die zuständige Behörde über die räumlich-funktionalen Zusammenhänge entscheidet, da sie jeder Kompensation zustimmen muss, und dass diese Zustimmung durchaus von der Stärke der Behörde bzw. dem Engagement ihrer Mitarbeiter abhängen kann, dass dies aber nicht unmittelbar vom Typ des Ausgleichsmechanismus abhängt.

*Transaktionskosten:* Die Auswirkung der Maßnahmenpools auf die Transaktionskosten ist nicht eindeutig zu beantworten und z.T. ambivalent. Es gibt Transaktionskosten steigernde und reduzierende Faktoren.

Bei der Transaktion zwischen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmenbereinsteller (Maßnahmenpool-Betreiber) und Genehmigungsbehörde kommt es zu einer Umkehr der spezifischen Investition, indem der Kompensationsbereinsteller in Vorleistung geht und aus seiner Perspektive die Transaktion nicht kostenlos abrechbar wäre. Die *set up*-Kosten der Poolgründung sowie die laufenden Managementkosten sind als erheblich einzuschätzen. Jedoch wirken diese Transaktionskosten auch als Absicherung für ein kooperatives Verhalten und damit positiv auf den Kompensationserfolg. Zunächst besteht also ein *Trade-off*-Effekt zwischen Projekterfolg (= Reduktion der ökologischen Kosten, weil weniger Vollzugsdefizite) und den Transaktionskosten. Erreichen die *set up*-Kosten je-

doch eine prohibitive Höhe, können diese Transaktionskosten angebotshemmend wirken.

Auch die Planungskosten für einen Flächen- und Maßnahmenpool können absolut betrachtet höher ausfallen als bei der klassischen Kompensation, da i.d.R. ein gesamträumliches Konzept erarbeitet wird. Sie amortisieren sich jedoch dann schnell, wenn dem Maßnahmenpool eine Vielzahl an Eingriffen zugeordnet werden kann. Der Mehraufwand durch das gesamträumliche naturschutzfachliche Konzept, das für den Pool erarbeitet werden soll, wird annahmegemäß durch den naturschutzfachlichen Mehrwert ausgeglichen (z.B. Zusatznutzen durch Umfang arrondierter Flächen). Auch hier besteht demzufolge ein *Trade-off*-Effekt zwischen den reduzierten ökologischen Kosten (bzw. erhöhtem ökologischen Nutzen) und den Transaktionskosten. Eine entsprechende Regelung sieht das Land Brandenburg vor, indem von der obersten Naturschutzbehörde zertifizierte (naturschutzfachlich anerkannte) Pools eine einmalige zehnpromtente Gutschrift ihres Aufwertungspotenzials erhalten, da man von einem entsprechenden naturschutzfachlichen Mehrwert ausgeht, z.B. indem die Pools Puffer für Naturschutzgebiete bilden und diese Flächen davon zusätzlich profitieren (vgl. Steffen & Jordan 2006).

Unmittelbar zu Transaktionskosteneinsparungen kommt es aufgrund einer Vermeidung von Verfahrensverzögerungen bei den Eingriffsprojekten und dem weitgehenden Fehlen von Kontroll- und Sanktionskosten, da diese durch die vornehmlich öffentliche Trägerschaft i.d.R. nicht vorgesehen sind. Es besteht jedoch die Gefahr zu erhöhten ökologischen Kosten, falls es im Rahmen der öffentlichen Verwaltung zu Vollzugsdefiziten kommt, nicht zuletzt aufgrund von Motivationsproblemen (vgl. Lübke-Wolff 1993).

Werden hingegen Kontrollen durchgeführt, können signifikante Einsparungen durch *economies of scale* realisiert werden, da man für eine Vielzahl von Eingriffen nicht eine Vielzahl von Kompensationsprojekten, sondern im besten Fall eine große zusammenhängende Fläche begutachten muss.

*Fazit:* Es ist folglich davon auszugehen, dass sich durch die Nutzung von Maßnahmenpools deutliche Verbesserungen in der Effizienz der Umsetzung der Kompensationspflicht insbesondere im Hinblick auf Produktionskosten und ökologische Kosten erzielen lassen. Hinsichtlich der Transaktionskosten schließt sich die Frage an, ob sich die Effizienz in Abhängigkeit von der Trägerschaft verändert? Sind gemeinnützige Träger bzw. die Vertreter des öffentlichen Interesses und damit die Nutznießer der Aufwertung von Natur und Landschaft privaten gewinnorientierten Bereitstellern von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen vorzuziehen?

### **Einfluss der Trägerschaft auf die Effizienz**

Kommunale Pools verfügen häufig über ein großes Flächenkontingent zur Herstellung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, können das naturschutzfachliche *Know how* des Fachamtes nutzen und besitzen häufig bereits Konzepte für Naturschutzprojekte. Es bestehen äußerst geringe Transaktionskosten aufgrund fehlender Kontrollstrukturen. Der *Trade-off*-Effekt zwischen mangelnder Kontrolle und den damit verbundenen möglichen ökologischen Kosten kann an dieser Stelle nicht abschließend beurteilt werden aufgrund der bisher relativ kurzen Laufzeit der Pools in Deutschland. Potenziell nachteilig wirken

sich bei öffentlicher Trägerschaft mangelnde Flexibilität z.B. durch Ausschreibungsregeln und Kostenineffizienz durch fehlende ökonomische Anreize zur Kostenreduktion sowie z.T. aufgrund der Verteilung von Kompetenzen und Interessen mangelnde Motivation aus.

Insbesondere die knappe Haushaltssituation v.a. der Gemeinden und Kommunen, die für die Umsetzung der Kompensation im Rahmen der städtebaulichen Eingriffsregelung verantwortlich sind, hemmen den Aufbau öffentlicher Kompensationspools und können so zu einem Unterangebot an Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen führen.

Zudem erhöht der Mangel an Finanzkraft die Gefahr opportunistischen Verhaltens (interne Unsicherheit) in Anbetracht der Tatsache, dass „die öffentliche Hand“ nicht wie eine Firma ein Unternehmensziel hat, sondern aus einer Vielzahl von Ämtern und Akteuren mit vielfältigen Interessen und Aufgaben besteht und daher zusätzlich zur bestehenden hierarchischen Struktur Sicherungen (wie Zertifizierung oder aktive Umsetzung der Kommunalaufsicht) notwendig erscheinen, um die Qualität von Kompensationsprojekten zu sichern. Hinzu kommt die Neigung öffentlicher Träger, nicht alle Kosten dem Verursacher in Rechnung zu stellen, da z.B. Personalkosten oft nicht differenziert beziffert werden können.

Die Transaktionsumwelt möglicher öffentlicher Poolträger stellt einen limitierenden Faktor dar. Häufig fehlt den öffentlichen Haushalten das Kapital, das für die spezifische Investition im Rahmen einer aktiven Bevorratung von Maßnahmen notwendig ist. Private Pools hingegen bieten i.d.R. systemimmanent Kosteneffizienz und flexible und schnelle Entscheidungsmöglichkeiten und eine besonders gute Umsetzung des Verursacherprinzips, indem die vollen Kosten (plus Gewinnmarge) dem Verursacher angelastet werden. Risiken sind hier in einer möglichen Insolvenz zu sehen. Die langfristige Kompensationsleistung muss davor abgesichert sein.

Insgesamt wird die notwendige Kontrolle privater Anbieter zu Transaktionskosten führen, die sich jedoch im Rahmen der Häufigkeit von Transaktionen eines Pools relativieren werden. Zwar gibt es auch bei öffentlichen Trägern einen Bedarf an Kontrolle und Qualitätssicherung um Vollzugsdefizite bzw. opportunistisches Verhalten zu reduzieren, dies wird jedoch faktisch derzeit kaum praktiziert. Daher erscheint den Behörden bei einer Kooperation mit privaten Anbietern bei unveränderter Personal- und Ressourcenausstattung die Integration privatwirtschaftlicher Akteure kostensteigernd. Dies kann eine u.U. wünschenswerte institutionelle Entwicklung verzögern. Die Zurückhaltung der Behörden gegenüber Kompensationsprojekten von privaten Maßnahmenpoolträgern kann zusätzlich durch die zeitliche Verteilung der Transaktionskostenwirkung verstärkt werden, da die *set up*-Kosten (Transaktionskosten) zur Absicherung der Transaktion zu Beginn für die Behörde hoch ausfallen dürften und sich die Transaktionskosteneinsparungen auf Seite der Behörde durch *economies of scale* (z.B. bei der Flächenkontrolle) erst bei späterer Nutzung des Pools auch für die Behörde „auszahlen“ werden.

In diese politische und haushaltstechnische Transaktionsumwelt fügt sich eine Alternative zu rein öffentlichen oder rein privaten Anbietern Erfolg versprechend ein: das Stiftungsmodell. Insbesondere in Anbetracht der wachsenden Zahl an Stiftungen, die

Träger von Flächen- und Maßnahmenpools sind, soll an dieser Stelle kurz auf einige Vorteile und Risiken hingewiesen werden.

### **Stiftungsmodell**

Aus transaktionskostentheoretischer Sicht gibt es bei gemeinnützigen Anbietern große Vorteile hinsichtlich einer geringeren Notwendigkeit von zusätzlichen Absicherungen der Transaktion:

- Es besteht bereits Zielkonvergenz zwischen Kompensationsbereitstellung und Satzung (Ziel der Stiftung).
- Das Verhältnis zu den Behörden und zu den Landnutzern / Landwirten ist i.d.R. vertrauensvoll und nicht vorbelastet.
- Es findet eine frühzeitige und interne Konfliktbewältigung statt.
- Die Bürokratiemängel, die bei öffentlichen Trägerschaften festzustellen sind (Aus-schreibungsmodalitäten und -aufwand etc.), sind nicht vorhanden.
- Es gibt keine Begehrlichkeiten von anderen Ämtern bzw. dem Kämmerer.
- Das Insolvenzproblem, das bei privaten Anbietern abzusichern ist, ist aufgrund des Stiftungskapitals reduziert.
- Einnahmen werden häufig in die Vorfinanzierung neuer Kompensationsprojekte re-investiert. Ähnlich wie ein revolvingender Fonds vermindert dies das Problem der spezifischen Investition als Angebotshemmnis.

Probleme der Gemeinnützigkeit treten allerdings dann auf, wenn Stiftungen in Konkurrenz zu privaten gewinnorientierten Anbietern stehen und somit einen Wettbewerbsvorteil genießen.<sup>16</sup>

## **4 Empfehlungen zur Effizienzverbesserung**

Die Analyse der Erfahrungen mit der Klassischen Kompensation und den Flächen- und Maßnahmenpools in Deutschland führt zu folgenden Schlussfolgerungen: Poolmodelle führen im Vergleich zur Klassischen Kompensation schon aufgrund der Reduktion der Produktions- und ökologischen Kosten<sup>17</sup> zu einer Effizienzsteigerung. Die Transaktionskosten zum Aufbau eines Pools können zwar recht hoch sein, es spricht aber einiges dafür, dass sich dieser Nachteil durch verringerte Transaktionskosten während des Poolbetriebs wieder aufhebt. Die Flexibilisierung der Eingriffsregelung ermöglicht die Entwicklung marktorientierter Transaktionen. Für die Notwendigkeit eines zusätzlichen privaten

---

<sup>16</sup> Hier kann eine steuerrechtliche Differenzierung des Kompensationsgeschäfts als steuerpflichtiger Geschäftsbetrieb bzw. die privatrechtliche Organisation bei gleichzeitiger Anbindung an eine Naturschutzstiftung (vgl. Flächenagentur Kulturlandschaft Mittlere Havel GmbH / NaturSchutz-Fonds Brandenburg; Naturland Ökoflächen-Management gGmbH / Naturlandstiftung Saar) abhelfen.

<sup>17</sup> Unter der Annahme Ausgleich = Ersatz (wie in der Bauleitplanung).

Angebots sprechen trotz gewisser Vorteile der hierarchischen Steuerung bei Kompensationspools der öffentlichen Hand die Rahmenbedingung der knappen öffentlichen Haushalte (Transaktionsumwelt) und trotz der oben genannten Vorteile gemeinnütziger Anbieter die begrenzte Anzahl vorhandener Naturschutzstiftungen. Ein Marktmodell mit privaten Anbietern von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen könnte Kapital für die Initiierung von Kompensationsprojekten mobilisieren, um ein ausreichendes Angebot an Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in eingriffsintensiven Regionen zu schaffen. Das funktioniert dann besonders effizient, wenn die Transaktionseigenschaften marktfreundlich sind.

Die Eigenschaften der Transaktion „Eingriff/Kompensation“ sprechen für die Effizienz einer Marktorientierung, wenn Faktorspezifität und Unsicherheit gering sind und die Messbarkeit gut ist. Jede Form der Absicherung der Transaktion verursacht Kosten. Somit wirkt eine hohe Häufigkeit günstig auf die Rentabilität der Einrichtung notwendiger Institutionen. Somit könnte die Effizienz von Maßnahmenpools insbesondere durch folgende Entwicklungen im institutionellen Arrangement verbessert werden: Reduktion der Spezifität, Steigerung der Häufigkeit, Reduktion der Unsicherheit und Verbesserung der Messbarkeit der Kompensationsleistung. Mögliche Maßnahmen zugunsten einer solchen Effizienzverbesserung in der Eingriffsregelung werden nun konkretisiert.

#### **Reduktion der Faktorspezifität**

Die Flexibilisierung der Eingriffsregelung und damit die Reduktion der Spezifität der jeweiligen Transaktion zwischen Behörde und Eingriffsverursacher ist eine Grundvoraussetzung für die Etablierung von Marktstrukturen bzw. die Nutzung von Poolmodellen. Im Rahmen der Bauleitplanung ist dies aufgrund der Zusammenfassung von Ausgleich und Ersatz weitestgehend umgesetzt. Jedoch muss sich die Flexibilisierung abgesehen vom funktionalen Zusammenhang (diesen hat die Genehmigungsbehörde im Einzelfall zu berücksichtigen, da sie der Nutzung eines Pools zustimmen muss) auch räumlich in naturschutzfachlich sinnvollen Grenzen bewegen. Damit die ökologischen Kosten nicht prohibitiv steigen, wird eine Abgrenzung funktionaler Marktgebiete<sup>18</sup>, die die Naturräume abgrenzen innerhalb derer Eingriffe stattfinden können, die über den dort angesiedelten Pool ausgeglichen werden können, befürwortet. Die naturräumliche Begrenzung der Substituierbarkeit setzt jedoch administrative Verbesserungen wie die Vereinheitlichung der Bewertungsmethode voraus (dazu später mehr), da ansonsten die Transaktionskosten unnötig steigen.

Spezifische Investitionen können eine prohibitive Höhe erreichen, die ein Angebot verhindern (Markthemmnis). In Anbetracht der hohen Investition für die Beschaffung und Sicherung der Fläche sind als marktfreundliche Transaktionsumwelt alternative Formen (nicht nur Eigentum und Kauf) zu überprüfen und zu fördern. Beispiele sind *Public Private Partnerships*, bei denen die öffentliche Hand zunächst Flächen zur Verfügung stellt, auf denen private Bereitsteller ihre Kompensationsdienstleistung erbringen,

---

<sup>18</sup> Im Gegensatz zu administrativen Gebietseinheiten.

oder Kooperationen und Vereinbarungen mit glaubwürdigen langfristigen Akteuren, wie z.B. Stiftungen als Sicherung.

### **Steigerung der Häufigkeit**

Je mehr Eingriffe über ein Kompensationsprojekt abgewickelt werden können, desto größer sind die *economies of scale* der Transaktionskosten. Um die Häufigkeit zu steigern, könnte ein Anreiz für die Abwicklung kleiner Eingriffe etabliert werden sowie die Nutzung von Ausgleichspools ausgeweitet werden. Hier bietet sich der Kauf von „Ökopunkten“ als Nachbesserung für Mängel bei der Klassischen Kompensation an, bei denen es naturschutzfachlich keinen Sinn machen würde, zusätzlich in das (teilweise) gescheiterte Projekt zu investieren.

### **Unsicherheit reduzieren**

Je geringer die Unsicherheit, desto eher können Transaktionen über marktorientierte Organisationen abgewickelt werden. Externe Unsicherheit lässt sich am besten durch die zeitliche Bevorratung von Maßnahmen reduzieren. Somit sollten Anreize zu langfristiger Bevorratung etabliert werden, indem Pools eine relative Vorzüglichkeit gegenüber der Klassischen Kompensation genießen, indem entweder der Kompensationsumfang bei projektspezifischen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen durch den Eingriffsverursacher höher ausfallen muss oder dem Poolträger der ökologische Mehrwert seiner Sammelkompensation durch ein Verzinsungsmodell gutgeschrieben wird. Hier besteht jedoch Forschungsbedarf hinsichtlich der Quantifizierung des zusätzlichen Nutzens. Verzinsungsmodelle wie sie in Brandenburg derzeit praktiziert werden (einmalig 10 % Verzinsung nach Zertifizierung und damit der Anerkennung des ökologischen Mehrwerts des Pools sowie 3 % Verzinsung für einjährige Bevorratung von Maßnahmen) bedürfen ggf. einer naturschutzfachlichen Überprüfung.

Die Etablierung einer Qualitätssicherung kann die interne Unsicherheit reduzieren. Eine Zulassung oder Zertifizierung, Standards und Erfolgskriterien erhöhen zwar die Transaktionskosten im Vergleich zum heutigen System, sie tragen aber effektiv dazu bei, den Maßnahmenerfolg zu gewährleisten. Zudem ermöglichen sie Vergleichbarkeit und damit die Verwirklichung des Grundsatzes der Gleichheit gegenüber den Eingriffsverursachern. Ein solcher Zulassungsprozess kann auch dazu führen, dass sowohl Behörden als auch Antragsteller (Poolbetreiber) in diesen Prozess Zeit und Geld investieren und dass diese bilateralen spezifischen Investitionen ihre Kooperation positiv unterstützen, indem beide Transaktionspartner ein Interesse am Fortbestehen der Transaktion haben.

Ein Informationsvorsprung der öffentlichen Träger (asymmetrische Information) sollte vermieden werden. Öffentlich zugängliche Informationsquellen für mögliche Anbieter von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen können hingegen Marktaktivitäten begünstigen. Dies kann z.B. durch die Aktualisierung und Konkretisierung von Landschaftsplänen erfolgen.

### **Verbesserung der Messbarkeit zur Reduktion von Unsicherheit**

Die Bewertungsmethode für Eingriff und Kompensation ist zu verbessern und ökonomische Aspekte der Herstellungskosten im Vergleich zum naturschutzfachlichen Nutzen sollten Berücksichtigung finden, damit ökologisch sinnvolle Maßnahmen nicht benachteiligt werden. Diskussionen gibt es hier insbesondere im Hinblick auf Entsiegelungsmaßnahmen, von denen man annimmt, dass sie einen großen ökologischen Nutzen stiften und der Philosophie der Eingriffsregelung am ehesten entsprechen (Zieleffektivität), aber im Vergleich mit Aufforstung oder anderen Maßnahmen verhältnismäßig unterbewertet zu sein scheinen. Dieses Defizit verursacht jedoch Ineffizienzen unabhängig vom Kompensationsmechanismus. Im Hinblick auf die Marktorientierung durch Poolösungen wäre die Messbarkeit deutlich zu verbessern, indem man die Bewertungsmethoden vereinheitlicht. Eine Harmonisierung führt zusätzlich zu Transparenz, die Spielräume für opportunistisches Verhalten eindämmt.

### **Transaktionsumwelt marktfreundlich gestalten**

Die Transaktionsumwelt in Deutschland könnte marktfreundlicher gestaltet sein, indem man Akzeptanz für privates Engagement und *Know how* über betriebswirtschaftliche Notwendigkeiten bei den Fachbehörden fördert, z.B. durch Schulungsmaßnahmen. Ein Ökopunktemarkt ist immer ein regulierter Markt und die Behörden sollten sich ihrer zentralen regulierenden Stellung bewusst sein. Eine solche Marktorientierung bedeutet keinen Machtverlust, sondern im besten Fall die Konzentration auf die überwachende Funktion der Behörden. Rechtsunsicherheiten v.a. hinsichtlich der Haftungsfrage bei der Nutzung von Maßnahmenpools müssen geklärt sein, um Angebots- und Nachfragehemmnisse abzubauen. Rechtssicherheit ist sowohl für die Behörden als auch für große Eingriffsverursacher eine wichtige Entscheidungsvariable. Verfahrenstechnisch damit verknüpft ist die Frage der Zuordnung zwischen Eingriff und Ausgleich: flächenscharf oder über Ökopunkte. Der Übergang der Haftung vom Eingriffsverursacher auf den Poolträger und die transaktionskostengünstige Zuordnung über Ökopunkte (nach funktionalen Kategorien) erscheinen hier besonders empfehlenswert.

### **Verbesserung des Vorsorge- und Verursacherprinzips**

Durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmenpools wird das Vorsorgeprinzip der Eingriffsregelung gestärkt, da nun die Erarbeitung von Kompensationskonzepten und die Informationsaufbereitung bereits vor dem Eingriff stattfinden. Auch das Verursacherprinzip kann gestärkt werden, indem die Vollzugsdefizite reduziert sind und (zumindest bei privaten Anbietern) dem Eingriffsverursacher mindestens die vollen Kosten der Kompensationsbereitstellung in Rechnung gestellt werden. Sowohl das Vorsorge- als auch das Verursacherprinzip könnten in Zukunft also dadurch gestärkt werden, dass der Vorlauf an Ausgleich und Ersatz gefördert wird und die Preiswahrheit der Kompensationsdienstleistung vom Poolträger nachzuweisen ist. Vorgeschlagen werden Berichtspflichten des Poolbetreibers. So kommt es zur Reduktion des Kontrollbedarfs auf Seiten der Be-

hörden und zur Umwälzung (Umverteilung) dieser Transaktionskosten auf den Eingriffsverursacher. Damit ist eine größere Reichweite des Verursacherprinzips realisiert.

### Fazit

Der Trend von der Klassischen Kompensation zu Poollösungen bietet große Potenziale für Effizienzverbesserungen in der Eingriffsregelung. Die Klassische Kompensation ist durch hohe Produktionskosten und ökologische Kosten gekennzeichnet, ihre Überwachung und Durchsetzung führt zu prohibitiv hohen Transaktionskosten, so dass der Erfolg der Transaktion in Anbetracht der starken Interessenkonflikte nicht abgesichert ist. Die Entwicklung hin zu kommunalen und öffentlich getragenen Flächen- und Maßnahmenpools entspricht einer vertikalen Integration dieser Transaktion im Sinne von Williamson. Abgesehen von internen Interessenkonflikten innerhalb eines öffentlichen Trägers ist diese Form insbesondere dann effizient, wenn die Häufigkeit der getätigten Transaktionen hoch ist. Eine zusätzliche Entwicklung zu privat getragenen Pools erscheint trotz vergleichsweise hoher Transaktionskosten aufgrund notwendiger Qualitätssicherungsmaßnahmen, um die ökologischen Kosten gering zu halten, notwendig, um überhaupt ein ausreichendes Angebot an Kompensationsmaßnahmen herzustellen. Im Gegensatz zur Klassischen Kompensation kommt es hier mit dem privaten gewinnorientierten Akteur zu einer Interessenskonvergenz mit der Behörde bzw. der Öffentlichkeit. In Anbetracht der derzeitigen Ausgestaltung der Transaktionseigenschaften hat der Ausgleich als Dienstleistung in Deutschland noch keine endgültige Marktreife.

## Literatur

- Breuer, W. (2000) *Die Eingriffsregelung in der Bauleitplanung. Für den Naturschutz irgendwas irgendwo irgendwann?* In *Landschaftsplanung.net* (01/2000)
- Böhme, C., Bruns, E., Bunzel, A., Herberg A. & Köppel, J. (2005) Flächen- und Maßnahmenpools in Deutschland. Ergebnisse aus dem F+-E-Vorhaben 80282120 'Naturschutzfachliches Flächenmanagement als Beitrag für eine nachhaltige Flächenhaushaltspolitik' des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster, S.259.
- Dierßen, K. & Reck, H. (1998) Konzeptionelle Mängel und Ausführungsdefizite bei der Umsetzung der Eingriffsregelung im kommunalen Bereich. In *Naturschutz und Landschaftsplanung* (30) 11, S. 341-352.
- Jessel, B. (2002) Nachkontrollen in der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Anforderungen und methodischer Rahmen. In *Naturschutz und Landschaftsplanung* (34) 8, S. 229-236.
- Kiemstedt, H., Ott, S., Mönnecke, M. et al. (1996) *Methodik der Eingriffsregelung*. LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung) - Gutachten zur Methodik der Ermittlung, Beschreibung und Bewertung von Eingriffen in Natur und Landschaft, zur Bemessung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen sowie von Ausgleichszahlungen, *Teil II: Analyse*. Abrufbar unter

- [http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/nafaweb/berichte/perw\\_02/perw2.html](http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/nafaweb/berichte/perw_02/perw2.html) (05.01.2007).
- Köppel, J., Peters, W. & Wende, W. (2004) *Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung*. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer, 367 S.
- Lübbe-Wolff, G. (1993) Vollzugsprobleme in der Umweltverwaltung. In *Natur und Recht* 15 (5), S. 217-229.
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Raumordnung des Landes Brandenburg (2000) *Erfolgskontrolle in der Eingriffsregelung - Handlungsanleitung zur Sicherung des Maßnahmenerfolgs*. Bearbeitet von der Arbeitsgemeinschaft Rudolf & Bacher, Jessel, B. & U-Plan, Potsdam, 25 S.
- Richter, R. & Furubotn, E. G. (2003) *Neue Institutionenökonomik: eine Einführung und kritische Würdigung*. Tübingen: Mohr Siebeck, 660 S.
- Schmidt, A. & Meyhöfer, T. (2001) Umsetzung der Eingriffsregelung in der Bauleitplanung. In *Naturschutz und Landschaftsplanung* (33) 4, S. 136-138.
- Schwoon, G. (1999) Ausgleich und Ersatz - Planung ja, Umsetzung vielleicht, Kontrolle nein!? Ein Situationsbericht am Beispiel Straßenbau. In *Laufener Seminarbeiträge*, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 1, S. 18-26.
- Spang, W. D. & Reiter, S. (2005) *Ökokonten und Kompensationsflächenpools in der Bauleitplanung und der Fachplanung: Anforderungen - Erfahrungen - Handlungsempfehlungen*. Berlin: Erich Schmidt, 317 S.
- Steffen, A. (2006) Flächen- und Maßnahmenpools im Fachplanungsrecht. Aktuelle Fragen des Luftverkehrs-, Fachplanungs- und Naturschutzrechts. *Schriftenreihe der Hochschule Speyer* (179), S. 309-317.
- Steffen, A. & Jordan, R. (2006) Die Zertifizierung von Flächenpools am Beispiel des Landes Brandenburg. In *ForumFMP*, Moderiertes Forum "Flächen- und Maßnahmenpools" der TU Berlin.  
Abrufbar unter <http://www.tu-berlin.de/~forumfmp/index.html?2.shtml> (05.01.2007).
- Tesch, A. (2003) Ökologische Wirkungskontrollen und ihr Beitrag zur Effektivierung der Eingriffsregelung. In *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (1), S. 5-12.
- Williamson, O. E. (1990) *Die ökonomischen Institutionen des Kapitalismus: Unternehmen, Märkte, Kooperationen*. Tübingen: Mohr, 382 S.
- Williamson, O. E. (1996) *The mechanisms of governance*. New York, Oxford: Oxford University Press, 429 S.
- Williamson, O. E. (2000) The new institutional economics: taking stock, looking ahead. In *Journal of Economic Literature* 38 (3), S. 595-613.

# Transaktionskosten im Naturschutzmanagement

Malte Kersten

## 1 Effizientes Naturschutzmanagement

Neben dem Erreichen von Naturschutzziele müssen ebenso die Kosten der Umsetzung bei einer Effizienzbetrachtung berücksichtigt werden. Eine breite Akzeptanz aller Betroffenen sowie eine langfristig wirtschaftliche Tragfähigkeit der laufenden Administration eines Naturschutzprojektes sind wesentliche Bausteine einer erfolgreichen Umsetzung. Dabei sind nicht nur die eigentlichen Projektkosten von Bedeutung, sondern ebenso alle Arbeitsschritte, die für die Umsetzung, Verwaltung und Betreuung notwendig sind und daher im Rahmen des Projektes auch Kosten verursachen. Diese als Transaktionskosten bezeichneten Kosten fanden bei der wissenschaftlichen Begleitung von Naturschutzprojekten in der Vergangenheit kaum Beachtung, wohingegen die ökonomischen Folgen von Naturschutzprojekten bzw. von Eingriffen in den Naturhaushalt recht ausführlich untersucht sind.<sup>1</sup> Es existieren jedoch viele Beispiele für die Anwendung des Transaktionskostenansatzes im Wirtschaftsumfeld, wie z.B. die Vorteilhaftigkeit bestimmter Betriebsformen in der Landwirtschaft, Transaktionskosten im Controlling oder Entscheidungen zum Einkauf bestimmter Dienstleistungen in der Automobilindustrie. Die Erkenntnisse aus diesen Arbeiten können für die Anwendung des Transaktionskostenansatzes auf Naturschutzprojekte genutzt werden, da viele Aspekte der Umsetzung eines Naturschutzprojektes durchaus Ähnlichkeiten zu wirtschaftlichen Aktivitäten besitzen.

Besonderes Gewicht bekommen die Bestimmungsgrößen einzelner Komponenten der Transaktionskosten und deren Ausprägungen. Werden bei der Betrachtung der verursachten Gesamtkosten eines Naturschutzprojektes auch die Kosten der Administration, der Bereitstellung von Informationen und der Kontrolle berücksichtigt, steigt die Bedeutung der institutionellen Form einer Projektumsetzung. Beim analysierten Projekt „Weidelandchaft Eidertal“ (s. u.) ließen sich unterschiedlich hohe Transaktionskosten bei verschiedenen institutionellen Arrangements feststellen. Die Transaktionskosten aller beteiligten Institutionen sowie die Einflussgrößen auf die Transaktionskosten soll dieser Beitrag aufzeigen.

---

<sup>1</sup> Vgl. Feikert & Köppel (1996); Hampicke (1995, 1997); Heißenhuber (1995); Horlitz & Tampe (1998); Janinhoff (1996); Laubinger (1996); Mährlein (1997); Pfriem (2000); Schweppe-Kraft (1998).

Jedes Jahr geben in Schleswig-Holstein etwa 500 Landwirte ihren Betrieb auf.<sup>2</sup> Entweder bleibt die Hofnachfolge offen oder sie müssen den Betrieb aufgrund des Konkurrenzdrucks schließen. Die Folgen sind unter anderem die Aufgabe von Grenzertragsstandorten und eine Bündelung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf wenigen Gunstandorten, verbunden mit erhöhten Stoffeinträgen und Ausräumung der Landschaft. Nicht die gesamte Fläche wird von den umliegenden Betrieben aufgekauft oder gepachtet. Etwa 20 % der frei werdenden landwirtschaftlichen Flächen werden in Schleswig-Holstein von der Stiftung Naturschutz aufgekauft. Dies sind meist Grenzertragsstandorte, die sich kaum noch bei dem heutigen Nutzungsdruck rentabel bewirtschaften lassen (Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein 1998, 11). Diese Flächen werden gemäß den Zielsetzungen der Stiftung für Naturschutzprojekte verwandt.

Die zukünftig vermehrt für den Naturschutz bereitstehenden Flächen infolge weiterer Betriebsauflösungen sowie zusätzlich notwendige Ausgaben in der Agrarlandschaft für den Naturschutz erfordern die Bereitstellung von finanziellen Mitteln. Diese Mittel werden stets knapp bleiben, so dass eine Schwerpunktförderung einzelner Projekte stattfinden muss. Gleichzeitig müssen die Naturschutzziele effizient erreicht werden, um mit einem festgelegten Haushalt eine maximale Zielerreichung zu verwirklichen. Das BMBF-Projekt „Weidelandschaft Eidertal“ hat neben den ökologischen Folgen eines großflächigen Naturschutzprojektes auch die sozialen und wirtschaftlichen Kosten ermittelt, die mit einer Umsetzung verbunden waren. Ein Teilaspekt davon war die Erfassung, Analyse und Modellierung von Transaktionskosten während der Projektumsetzung. Im Folgenden soll kurz das Projekt beschrieben werden, bevor auf die Transaktionskosten zur Realisierung des Projektes weiter eingegangen wird.

## 2 Übersicht Projekt „Weidelandschaft Eidertal“

Das ökologische Potenzial des oberen Eidertals veranlasste schon in den 80er Jahren des 20. Jahrhunderts die Stiftung Naturschutz, Flächen im Eidertal aufzukaufen. Naturschutzkonzept damals war der Prozessschutz, meist eine ungestörte Sukzession. Ziel war es, den gesamten Talraum zu erwerben, um dann die Fläche gezielt einer Wiedervernässung zuzuführen. Die Regenerierung des Moorkörpers und damit die Stärkung des Retentionspotenzials waren damals die Naturschutzziele. Doch konnte sich dieses Konzept bei der örtlichen Landwirtschaft nicht durchsetzen. Dies hatte zur Folge, dass bis 1990 keine große zusammenhängende Fläche erworben werden konnte und stattdessen ein kleinräumiges Mosaik von Flächen entstand, welches sich einerseits im Besitz unterschiedlicher Landwirte und andererseits der Stiftung Naturschutz befand. Damit konnte keine großflächige Wiedervernässung vorgenommen werden.

---

<sup>2</sup> Vgl. Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein, [http://www.statistik-sh.de/M4/M4\\_07K11T1.htm](http://www.statistik-sh.de/M4/M4_07K11T1.htm).

## 2.1 Umsetzungskonzept des Staatlichen Umweltamtes Kiel

Vor diesem Hintergrund entwickelte der Projektträger, das Staatliche Umweltamt Kiel (StUA) zusammen mit dem örtlichen Wasser- und Bodenverband (WBV), das Umsetzungskonzept "Weidelandschaft Eidertal". Dieses Projekt hat zum Ziel, die Stoffeinträge in die Fließgewässer und somit auch in Nord- und Ostsee zu reduzieren. Gleichzeitig soll in dem 400 ha umfassenden Projektraum ein Beitrag zur Verbesserung potenziell wertvoller Biotope geleistet und die Vernetzung von Biotopen gefördert werden (Biotopverbundsysteme). Es soll eine halboffene Weidelandschaft entstehen, in der Rinder weitgehend ungesteuert grasen und so für eine heterogene Struktur sorgen. Knicks<sup>3</sup> werden nicht mehr ausgezäunt, so dass sie mancherorts durch Beweidung zerstört werden, an anderen, weniger beweideten Stellen können sich jedoch neue Gehölze ansiedeln. Die ungesteuerte Beweidung (ca. 0,75 Rinder/ha) erzeugt eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität weidebedingter Strukturen, wie z. B. offene Bodenstellen durch Vertritt und unbeweidete Bereiche.

Anders als in der Vergangenheit soll hier Naturschutz zusammen mit den direkt betroffenen Flächeneigentümern realisiert werden. Daher ist die Akzeptanz und Teilnahme der Flächeneigentümer ein wesentliches Ziel. Eine aufwändige Vertragsstruktur ermöglicht es, jedem Flächeneigentümer einen geeigneten Vertrag anbieten zu können. Als Alternativen können ein Extensivierungsvertrag, ein Nutzungsaufgabevertrag und ein Verkauf der Fläche gewählt werden (vgl. Kersten 2004, 333). Nach Ablauf der Projektlaufzeit (20 Jahre) müssen die Flächen vom Projektträger nicht in den ursprünglichen Zustand zurückversetzt werden. Die Ausgleichsgelder werden den Flächeneigentümern in kapitalisierter Form zu Beginn des Vertragszeitraumes ausgezahlt. Die Vertragsvarianten unterstützen somit die Interessen der Landwirte (Auszahlung in kapitalisierter Form) sowie die Forderungen des Naturschutzes (lange Laufzeit, Verzicht auf Rückführung in ursprünglichen Zustand). Seit 1999 wird dieses Konzept umgesetzt und durch das BMBF-Projekt "Weidelandschaft Eidertal" sowie das Projekt des LANU (Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein) "Nährstoffretention" wissenschaftlich begleitet. Heute ist die vertragliche Flächensicherung weitgehend abgeschlossen und sämtliche Naturschutzmaßnahmen auf der Fläche können bereits seit einigen Jahren greifen. Abbildung 1 zeigt den zeitlichen Projektfortschritt in Form von am Projekt teilnehmenden Flächen und ihre Beweidung mit Rindern.

---

<sup>3</sup> Für Schleswig-Holstein typische, wallartige Baum- und Strauchhecken, die seit dem 18. Jahrhundert als „lebende Zäune“ angelegt wurden. Als schützenswerter Landschaftsbestandteil müssen diese Strukturen in der Regel vor der Beweidung durch Zäune gesichert werden.

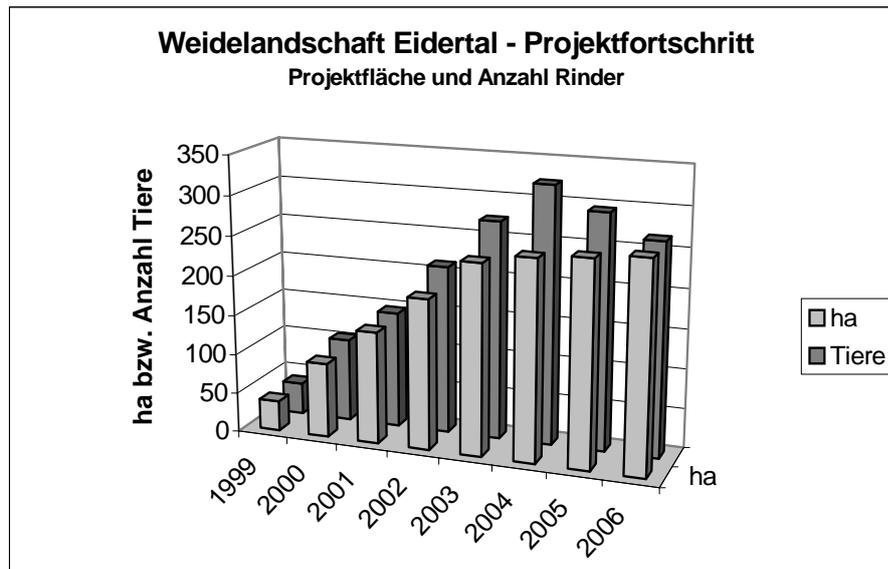


Abbildung 1 Projektfortschritt 1999 – 2006 (Quelle: Staatliches Umweltamt Kiel).

## 2.2 BMBF-Projekt „Weidelandschaft Eidertal“

Das BMBF-Projekt hat die Aufgabe, die Auswirkungen dieses Naturschutzgroßprojektes darzustellen und zu bewerten. Darüber hinaus sollen geeignete Indikatoren bestimmt und entwickelt werden, die eine Übertragung der Erkenntnisse auf ähnliche Naturschutzgroßprojekte ermöglichen. Im Einzelnen werden vegetationsökologische (Teilprojekt A), tierökologische (Teilprojekt B)<sup>4</sup> und sozioökonomische Auswirkungen (Teilprojekt C) durch die Umsetzung des Projektes untersucht. Die besonderen Aufgaben des Teilprojektes C sind die Ermittlung der sozialen und wirtschaftlichen Kosten (inklusive der Transaktionskosten) sowie eine vergleichende Analyse alternativer Umsetzungsstrategien.

## 3 Der Transaktionskostenansatz im Naturschutzmanagement

Untersuchungen zum Transaktionskostenansatz im Naturschutzbereich sind bisher nicht in dem Maße erfolgt wie transaktionskostenanalytische Überlegungen zu Problemfeldern der Wirtschaft. Obwohl sich einige Bestandteile der Transaktion bei Naturschutzvorhaben von reinen wirtschaftlichen Aktivitäten unterscheiden, gibt es doch genügend Entsprechungen, um diesen Ansatz auf Naturschutzvorhaben anwenden zu können.

<sup>4</sup> Zu den ökologischen Auswirkungen des Naturschutzprojektes „Weidelandschaft Eidertal“ vgl. Schrautzer et al. (2004).

Der Kern der Betrachtung ist die Transaktion. Die Transaktion beschreibt den Tausch von Verfügungsrechten über ein Gut oder eine Dienstleistung. Williamson (1990, 1f.) definiert die Transaktion als einen Übergang eines Gutes oder einer Dienstleistung über eine technisch trennbare Schnittstelle. Eine Tätigkeitsphase wird beendet, die nächste beginnt. Er vergleicht diesen Vorgang mit dem ineinander Greifen von Zahnrädern einer Maschine: entsteht Energieverlust durch schlecht geschmierte Maschinenteile oder unnötigen Schlupf?

Oftmals ist es im Naturschutz ausreichend, einzelne Verfügungsrechte oder zeitlich befristete Einschränkungen, beispielsweise die Nutzungsintensität, zu regeln und entsprechend monetär auszugleichen. Ein Kauf, also die endgültige Übertragung aller Nutzungsrechte, ist oft unnötig, wird in dem Umsetzungskonzept „Weidelandchaft Eiderdal“ zur Steigerung der Akzeptanz aber auch angeboten.

Zum Kauf bzw. der Vereinbarung von Nutzungseinschränkungen einer Fläche müssen Informationen eingeholt, Preise verglichen und ausgehandelt, Verträge aufgesetzt und nach Unterzeichnung der Verträge ggf. die Einhaltung eventueller Nutzungseinschränkungen überwacht werden. Diesen Aufwand umschreiben die Transaktionskosten einer gegebenen Transaktion und umfassen damit nicht die bloßen Flächenkosten, sondern „alle Opfer und Nachteile, die von den Tauschpartnern zur Verwirklichung des Leistungsaustausches zu tragen sind“ (Picot & Franck 1997). Dabei zählen eben nicht nur monetär erfassbare Größen zu den Transaktionskosten, sondern ebenso eingesetzte Mühe und Zeit (Picot & Franck 1997, 66; Terberger-Stoy 2000, 68). Bei Naturschutzprojekten hat die Zeitspanne zur Realisierung von Naturschutzziele eine besondere Bedeutung. Viele Strukturen stellen sich erst nach einer langen Zeitdauer ein und damit greift der Naturschutznutzen erst verzögert. Der Gesamtnutzen einer Maßnahme ist von einer schnellen Umsetzung des Vorhabens abhängig.

Die Transaktion wird begrifflich und inhaltlich sehr viel weiter gefasst, als im Sprachgebrauch allgemein üblich. Zusammenfassend beschreibt die Transaktion den „Prozess der Vorbereitung, Vereinbarung, Durchführung und Kontrolle eines Tausches von Verfügungsrechten über ein Gut bzw. Dienstleistung“ (Richter & Furubotn 1999). Verschiedene Faktoren können die Höhe der Transaktionskosten beeinflussen, wie der nächste Abschnitt zeigen soll.

### 3.1 Einflussfaktoren auf die Transaktionskosten

Einfluss auf den Ablauf der Transaktion haben die Verhaltensweisen und die generellen Eigenschaften der Akteure selbst. Die beiden wesentlichen Eigenschaften der Akteure, die grundlegend in der Theorie der Transaktionskostenanalyse verankert sind, sind zum einen der Opportunismus und zum anderen die begrenzte Rationalität. Die begrenzte Rationalität der Akteure berücksichtigt den Umstand, dass der Mensch nicht in der Lage ist, sämtliche Informationen über eine geplante Transaktion einzuholen, zu verarbeiten und rational zu nutzen. Entscheidungen bezüglich einer Transaktion müssen evtl. bei unvollständiger Informationslage getätigt werden, so dass das Risiko besteht, dass die

Erwartungen nicht eintreffen und Fehlinvestitionen weiter die Kosten in die Höhe treiben. Jede eingeholte Information dagegen ist mit weiterem Aufwand verbunden und erhöht die Transaktionskosten. Daher ist das Maß der Informationsbeschaffung unbedingte an die jeweilige Transaktion anzupassen.

Der Opportunismus meint ein eigennütziges Verhalten der Akteure, welches sich bis zum bewussten Täuschen und zum Betrug steigern kann. Die Unvollständigkeit von Verträgen wird bei der Einbeziehung von Opportunismus zum Problem, da die Individuen bereit sind, ihre Eigeninteressen notfalls mit Arglist und Tücke zu verfolgen (Häder 1997, 70). Besteht der Verdacht, dass sich Individuen opportunistisch verhalten, müssen Kontrollstrukturen greifen, die den Opportunismus eindämmen oder ganz verhindern. Diese zusätzlichen Strukturen, bzw. Kontrollen sind mit Aufwand verbunden und erhöhen die Transaktionskosten entsprechend. Vertragsbeziehungen würden keinerlei Probleme machen, wenn das opportunistische Verhalten auszuschließen wäre. Dann wäre die Form der Koordination zur Reduzierung der Transaktionskosten unbedeutend. Verschiedene Koordinierungsmechanismen sind jedoch in der Lage, das Potenzial des Opportunismus bei verschiedenen Rahmenbedingungen einzuschränken, wie der nächste Abschnitt zeigt.

Neben den Eigenschaften der Akteure bestimmen auch die Eigenschaften der Transaktion bzw. der zu verhandelnden Güter/Dienstleistungen die Höhe der Transaktionskosten. Bei der Transaktion „Realisierung von Naturschutz im oberen Eidertal“ haben die Flächen für den Projektträger eine hohe *Spezifität*. Die Spezifität kennzeichnet den Bindungsgrad einer Investition an eine bestimmte Transaktion. Sind diese Investitionen auch noch zu gebrauchen, wenn die Transaktion abgebrochen werden muss? Werden für eine bestimmte Transaktion hohe Investitionen getätigt, die eine hohe Spezifität aufweisen, also kaum außerhalb der Transaktion Verwendung finden können, sollte die Transaktion gegen einen vorzeitigen Abbruch gut abgesichert sein.

Für die Umsetzung des Projektes in der geplanten Form sind alle Flächen im Projektgebiet notwendig. Nur dann kann der Grundwasserflurabstand verringert werden und das Naturschutzkonzept greifen. Sollte das Projekt in der Phase der Flächensicherung scheitern, so können die bis dahin erworbenen Flächen kaum einer weiteren Nutzung gewinnbringend zugeführt werden. Somit besteht im Projektverlauf ein relativ hohes Risiko für den Projektträger, die Flächen vergebens erworben zu haben. Um sich weitgehend gegen dieses Risiko abzusichern, werden nur solche Flächen erworben, die an bereits für das Projekt gesicherte Flächen angrenzen. Damit wäre im Falle eines Scheiterns zumindest eine große, zusammenhängende Fläche geschaffen, auf der zwar der Grundwasserflurabstand nicht verringert werden, aber eine großflächige Beweidung stattfinden kann. Erhöhte Transaktionskosten entstehen dem Projektträger im Zusammenhang mit der Spezifität der Flächen dadurch, dass die Projektumsetzung verzögert wird und somit der Nutzen der Naturschutzmaßnahme erst später greifen kann.

Naturschutzleistung ist schwer zu definieren und damit kaum *messbar*. Wie soll nun die zukünftige Bewirtschaftungsintensität der Projektflächen aussehen, damit Naturschutzleistung erbracht wird? Welche Nutzungseinschränkungen und monetären Ausgleichszahlungen müssen mit den teilnehmenden Landwirten vereinbart werden?

Da es auf diese Fragen vor Projektbeginn keine befriedigenden Antworten gab, muss der Naturschutzerfolg sukzessiv Jahr für Jahr überprüft und entsprechend angepasst werden. Jedes Jahr wird daher nach der Weideperiode der Zustand der Weiden begutachtet und die Beweidungsdichte für das kommende Jahr festgelegt. Damit verbunden sind weitere Verhandlungen mit den teilnehmenden Landwirten, die entsprechend der Weidebegehung für das kommende Jahr mehr oder weniger Tiere auftreiben können. Diese schwer messbare Naturschutzleistung zusammen mit der *Unsicherheit* über die zukünftige Entwicklung des Standortes (auch bei konstanter Nutzungsintensität) erhöhen zusätzlich die Transaktionskosten.

Eine große *Häufigkeit* gleichartiger Tätigkeiten ermöglicht es, Lernprozesse greifen zu lassen. So können die Vertragsverhandlungen während der Phase der Flächensicherung zunehmend schneller durchgeführt werden. Aber nicht nur das Lernen des Vertragspartners (der Vorsitzende des örtlichen Wasser- und Bodenverbandes) steht hierbei im Mittelpunkt, sondern das zunehmende *Vertrauen* der Flächeneigentümer. Bei einer wachsenden Anzahl bereits unterschriebener Verträge werden die Verhandlungen zunehmend schneller durchgeführt, da die Landwirte oft über den Sachverhalt bereits von ihren Berufskollegen und Nachbarn unterrichtet wurden, und schon eine Meinung zum Projekt haben. Da bereits vor Projektbeginn der Wasser- und Bodenverband (WBV) seine Mitglieder gut kannte und der Vorsitzende selbst Landwirt in der Region ist, wirkte sich dieses große Vertrauen transaktionskostenmindernd aus. Oftmals holten sich die Flächeneigentümer keine weiteren Informationen zur Rentabilität einer extensiven Weidewirtschaft ein. Die Informationen vom Vertragspartner wurden als ausreichend erachtet und kaum überprüft. Damit beschränkt sich der Aufwand für weitere Informationen auf Seiten der Flächeneigentümer auf die eigentlichen Vertragsverhandlungen und einer evtl. Phase des Überdenkens.

Das idiosynkratische *Wissen* des WBV ermöglicht es, die Wünsche der Flächeneigentümer bezüglich evtl. Tauschflächen bestmöglich zu erfüllen. Idiosynkratisches Wissen zeichnet sich durch einen breiten Erfahrungsschatz und Gespür aus. Beides sind Eigenschaften, die durch einen hohen Kostenaufwand kaum oder gar nicht übertragbar sind. Es sind Fähigkeiten, die durch lange Praxis und gegebene Anlagen erworben werden. Die stark ausgeprägten Orts- und Personenkenntnisse des WBV ermöglichen oftmals erst eine Gesprächsbereitschaft betroffener Landwirte und beschleunigen die Projektumsetzung.

### 3.2 Koordinationsformen zur Abwicklung von Transaktionen

Zum Abwickeln einer Transaktion treten Akteure in verschiedener Art und Weise miteinander in Beziehung. Je nach Transaktion eignet sich eine ganz bestimmte Koordinationsform besonders gut zur Abwicklung. Nachteile werden dabei als höhere Transaktionskosten verstanden. Somit ist das Ziel der Transaktionskostentheorie, bei

gegebener Transaktion die Koordinationsform zu finden, die minimale Transaktionskosten verursacht und damit die Transaktion am effizientesten auszuführen vermag.

Je nach Koordinationsform werden verschiedene Verhaltensweisen der Akteure gefördert oder gehemmt (Brinkmeyer 1996, 45). Aus Sicht der Institutionenökonomie werden Formen der Koordination von Transaktionen hauptsächlich dazu entwickelt, um das Transaktionsrisiko bzw. die Reibungskosten zu senken. Offensichtlich können diese Kosten nicht gänzlich vermieden werden, da schon bei der Errichtung, der Aufrechterhaltung und/oder der Anpassung der Koordinationsformen Kosten anfallen (Beckmann 2000, 38). Es stehen drei wesentliche Formen der Koordination von Transaktionen zur Verfügung: eine marktliche Koordination, eine hierarchische Integration und als Mischform beider Formen die Kooperation der Transakteure.

Innerhalb der marktlichen Koordination werden Transaktionen durch vertragliche Vereinbarungen abgewickelt. Beim Kauf einer Dienstleistung oder eines Gutes ist der Kontakt meist kurz. Grundlage hierfür ist das Konzept des klassischen Vertrages. Leistung und Gegenleistung sind eng aneinander gekoppelt und von beiden Transaktionspartnern in der Regel gut zu bewerten. Die Konkurrenz anderer Anbieter schränkt den Opportunismus der Transaktionspartner wirksam ein. Die Kurzfristigkeit des Vertrages ermöglicht es, dass Transaktionen meist sehr leicht abgebrochen und Transaktionspartner durch andere ersetzt werden können (Jost 2000, 234). Strukturen zum Durchsetzen vertraglicher Festlegungen müssen nicht transaktionsspezifisch erstellt werden. Vielmehr kann auf das gesetzliche Vertragsrecht zurückgegriffen werden, da meist Leistung und Gegenleistung eindeutig festgelegt sind.

Die hierarchische Koordination ist als extremes Gegenüber zur marktlichen Koordination zu sehen. Bei der hierarchischen Struktur wird das benötigte Gut bzw. die Dienstleistung nicht eingekauft sondern selbst hergestellt. Hier werden Transaktionen durch Anweisungen durchgeführt. Viele der Eigenschaften von Transaktionen, bei denen eine marktliche Koordination mit hohen Kosten verbunden ist, werden innerhalb einer vertikalen Integration koordiniert, so dass Kosten eingespart werden können. Die Hierarchie kann flexibler auf die Ansprüche der Transaktion bei veränderten Rahmenbedingungen reagieren. Verändern sich diese, so können die Lücken durch Anweisungen geschlossen werden. Bei einer marktlichen Koordination hingegen müssten aufwändige Vertragsverhandlungen durchgeführt werden.

Spezifische Investitionen können getätigt werden, ohne das opportunistische Potenzial des Transaktionspartners zu erhöhen. Bei der marktlichen Koordination würde das opportunistische Potenzial des Transaktionspartners steigen. Dieser könnte den Umstand ausnutzen, dass sein Gegenüber die Transaktion nur mit großen Verlusten vorzeitig beenden kann. Somit stehen mehr mögliche Transaktionen zur Verfügung. Kann eine zu erbringende Leistung nur sehr schwer erfasst werden, müssten innerhalb einer marktlichen Koordination Kontrollen durchgeführt werden, damit ein Transaktionspartner nicht seinen Nutzen erhöht, indem er die vereinbarte Qualität unterschreitet. Innerhalb einer Hierarchie fehlt dieses opportunistische Potenzial, so dass sich in dieser Situation diese Struktur besser eignet.

Bei zwischenbetrieblichen Koordinationen (Kooperationen) werden Entscheidungen durch Verhandlungen aufeinander abgestimmt. Hierbei werden bei bestimmten Eigenschaften der Transaktion die Vorteile einer marktlichen Koordination mit den Vorteilen der vertikalen Integration (Hierarchie) verschmolzen. Bei längerfristigen Transaktionen ist eine zwischenbetriebliche Koordination gegenüber der marktlichen und der hierarchischen Koordination im Vorteil. Eine längerfristige Beziehung schafft Vertrauen, da im Hinblick auf die lange Zusammenarbeit kurzfristige Gewinne durch opportunistisches Verhalten ausscheiden müssen. Dies gilt insbesondere, wenn beide Parteien aufeinander angewiesen sind und die geplante Aktion nur gemeinsam realisieren können. Im Unterschied zur hierarchischen Koordination werden die marktlichen Anreize nicht vollständig ausgeschlossen, da der Transaktionspartner leichter auszutauschen ist. Zur Schaffung einer zwischenbetrieblichen Koordination sind umfangreiche Vertragsverhandlungen notwendig. Diese Kosten fehlen bei einer marktlichen Koordination.

### **3.3 Transaktionskosten im Projekt „Weidelandschaft Eidertal“**

Die exakte Erfassung von Transaktionskosten im Projekt „Weidelandschaft Eidertal“ ist aus zwei Gründen nahezu unmöglich. Zum einen lässt die Definition von Transaktionskosten einen gewissen Spielraum zu, so dass je nach Betrachtungsweise ein Kostenpunkt mal den Transaktionskosten, mal den Produktionskosten zugeschrieben werden kann. Zum anderen ist die exakte Erfassung der Transaktionskosten in Form von geleisteten Arbeitsstunden mit einem hohen Aufwand verbunden, der den beteiligten Institutionen des Projektes nicht zugemutet werden konnte.

Durch Befragungen aller am Projekt beteiligten Institutionen wurden im Projekt die Transaktionskosten daher mittels zwei verschiedener Ansätze erfasst. Beide Ansätze haben Ungenauigkeiten, können aber in der Zusammenschau das Ausmaß der Transaktionskosten deutlich machen. Zum einen wurden alle Beteiligten zu ihren generellen Aufgaben und dem Aufwand bezüglich der Projektarbeit befragt. Es zeigte sich, dass die Projektarbeit nicht immer von anderen Aufgaben zu trennen war und daher oft nur ungenaue Angaben gemacht werden konnten.

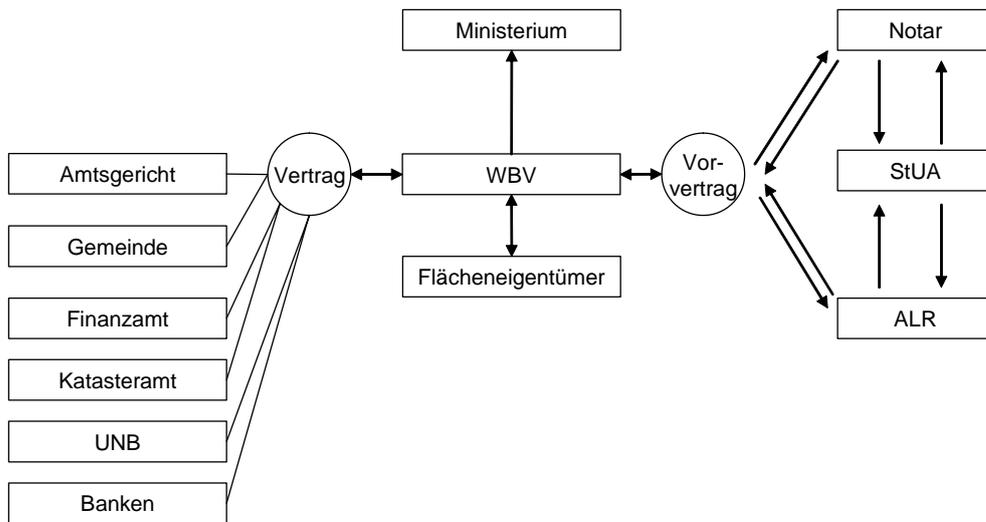
Zum anderen wurde der Weg einer jeden Vertragsvariante vom Ausarbeiten eines Angebotes, dem Verhandeln mit dem Flächeneigentümer sowie sämtlichen weiteren Arbeitsschritten wie Notartätigkeit und Grundbucheintrag verfolgt und erfasst. Ungenauigkeiten ergaben sich dabei durch das Hochrechnen und Aufsummieren für das gesamte Projekt.

#### **3.3.1 Transaktionskosten der Vertragsabschlüsse**

Jeder abgeschlossene Vertrag ist mit vorangehenden und nachfolgenden Arbeitsschritten verschiedener Behörden verbunden. Grundsätzlich lassen sich zwei Abläufe unterscheiden: Es können Verträge mit dem Projektträger und einem Notar oder durch das Flächenmanagement über ein Flurbereinigungsverfahren abgewickelt werden.

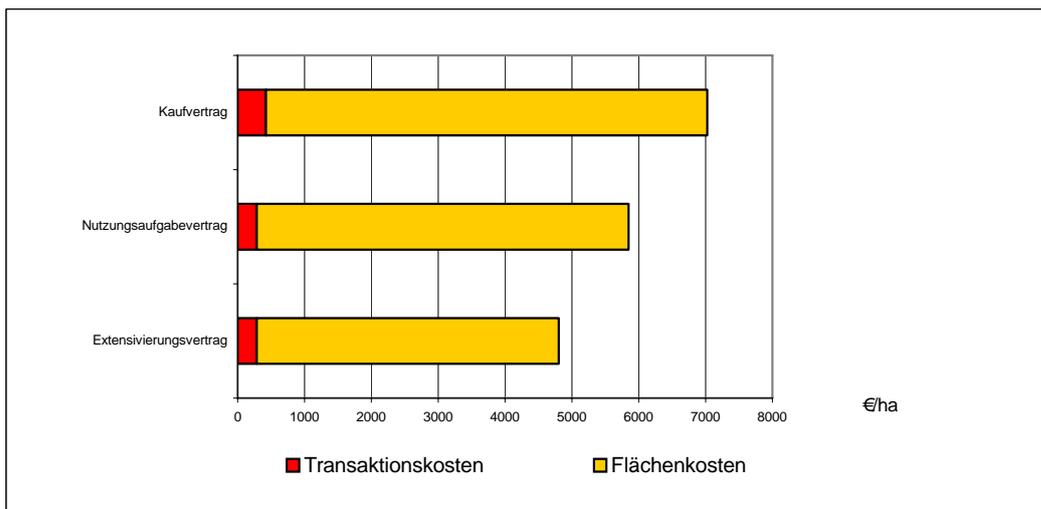
Könnte der WBV einem potenziellen Vertragsnehmer eine Vertragsvariante anbieten, werden vom Notar alle weiteren Schritte eingeleitet. Der Vorvertrag wird dem StUA (Staatliches Umweltamt Kiel) zur Begutachtung vorgelegt. Da Fördermittel vergeben werden, wird ein Vertragsabschluss auf Übereinstimmung mit den Förderrichtlinien überprüft. Von einem weiteren Mitarbeiter aus dem StUA, der inhaltlich nicht im Eiderdalprojekt mitarbeitet, wird die Begutachtung überprüft. Diese Arbeitsschritte dauern jeweils maximal eine Stunde. Werden die Flächen im Rahmen des Flurbereinigungsverfahrens vertraglich gesichert, kommen die Vorverträge vom ALR (Amt für ländliche Räume). Ist die Begutachtung abgeschlossen, gehen die Vorverträge zurück an den Notar bzw. das ALR. In dieser Phase kann es dann zum eigentlichen Vertragsabschluss kommen. Beide Parteien, Flächeneigentümer und WBV, unterzeichnen im Beisein des Notars die Verträge. Je nach Vertragsvariante unterscheidet sich das weitere Vorgehen des Notars. Beim Nutzungsaufgabe- und Extensivierungsvertrag wird nur noch das Amtsgericht informiert, welches die Änderung des Grundbucheintrages vornimmt. Dieser Arbeitsschritt ist für den Notar mit nur geringem Zeitaufwand verbunden. Er erhält vom Amtsgericht eine Information über den abgeschlossenen Grundbucheintrag, so dass auch für den Notar dieser Prozess abgeschlossen ist.

Im Falle eines Kaufvertrages werden etliche Institutionen mit in den Ablauf eingeschlossen: Die Gemeinde der betroffenen Fläche muss wegen ihres Vorkaufrechtes und eventueller Grundstücksteilungen informiert werden. Das Finanzamt wird wegen der Grunderwerbssteuer informiert. Das Katasteramt wird hinzugezogen, falls Grundstücksteilungen dokumentiert werden müssen. Die Untere Naturschutzbehörde muss eventuell Ausgleichsflächen anerkennen, die im Zuge der Projektumsetzung von einigen Gemeinden ausgewiesen werden. Banken müssen wegen eventueller Belastungen der Grundstücke kontaktiert werden. All diese Kontakte beanspruchen Zeit, so dass der Kaufvertrag mit einem größeren Aufwand verbunden ist. Abbildung 2 zeigt die beteiligten Institutionen bei der vertraglichen Flächensicherung.



**Abbildung 2** Beteiligte Institutionen zur vertraglichen Flächensicherung (WBV - Wasser- und Bodenverband, StUA - Staatliches Umweltamt, ALR - Amt für ländliche Räume, UNB - Untere Naturschutzbehörde).

Um das Verhältnis Transaktionskosten - Flächenkosten vergleichbar zu machen, ist eine Normierung notwendig. Im Mittel umfasst jede Vertragsverhandlung dieses Projektes eine Fläche von etwa 5 ha. Der Großteil der Transaktionskostenbestandteile orientiert sich allerdings nicht an der jeweiligen Flächengröße, wohl aber die Flächenkosten. Da diese dominant in die Gesamtkosten eingehen, soll bei der folgenden Auflistung die Flächengröße mit berücksichtigt werden. In der Abbildung 3 sind die jeweiligen Kosten (Transaktions- und Flächenkosten) pro Hektar angegeben.



**Abbildung 3** Transaktions- und Flächenkosten der Vertragsvarianten.

Wird der gesamte zeitliche Aufwand zum Abschließen eines Vertrages berücksichtigt und mit den jeweiligen Stundensätzen der entsprechenden Sachbearbeiter monetarisiert, so ergibt sich im Verhältnis zu den Flächenkosten folgendes Bild: Der Anteil der Transaktionskosten im Falle eines Kaufvertrages liegt höher als bei den anderen Vertragsvarianten, beträgt aber nur etwa 6 % der Gesamtkosten. Insgesamt ist der Extensivierungsvertrag die kostengünstigste Vertragsvariante. Ein Ankauf der Fläche hat nicht nur höhere Flächenkosten, sondern auch einen höheren Verwaltungsaufwand und somit höhere Transaktionskosten zur Folge.

Die Höhe der Transaktionskosten im Vergleich zu den Flächenkosten ist eher gering. Zu beachten ist allerdings, dass lediglich die Transaktionskosten der Vertragsabschlüsse bei dieser Betrachtung erfasst sind. Ein Grund für die unerwartet niedrigen Transaktionskosten der direkten Vertragsabschlüsse (unter Beachtung aller genannten Ungenauigkeiten) könnte der Verhandlungswert für jeden Flächeneigentümer sein. Die gesamte Projektfläche ist etwa zur Hälfte im Besitz der Stiftung Naturschutz, die andere Hälfte befand sich bei Projektbeginn im Privatbesitz weniger Eigentümer. Daher werden verglichen mit der Verhandlungssumme lediglich wenige Verhandlungen durchgeführt. Dies kann zu den vergleichsweise niedrigen Transaktionskosten führen.<sup>5</sup> Whitby (2000a, 321 f.; 2000b, 5) betont die transaktionskostenreduzierende Wirkung von der vertraglichen Sicherung eher größerer Flächen. Gleichzeitig verursacht die individuelle Ausgestaltung von Verträgen mit der jeweiligen Überwachung und Kontrolle erhöhte Transaktionskosten. Stets gleich bleibende Vertragsbedingungen, wie sie im Eidertalprojekt zumindest für die Ausgleichszahlungen vorherrschen, reduzieren dagegen die Transaktionskosten. Welche weiteren Transaktionskosten bei der Projektrealisierung auftreten, zeigt der folgende Abschnitt.

### 3.3.2 Transaktionskosten der gesamten Projektlaufzeit

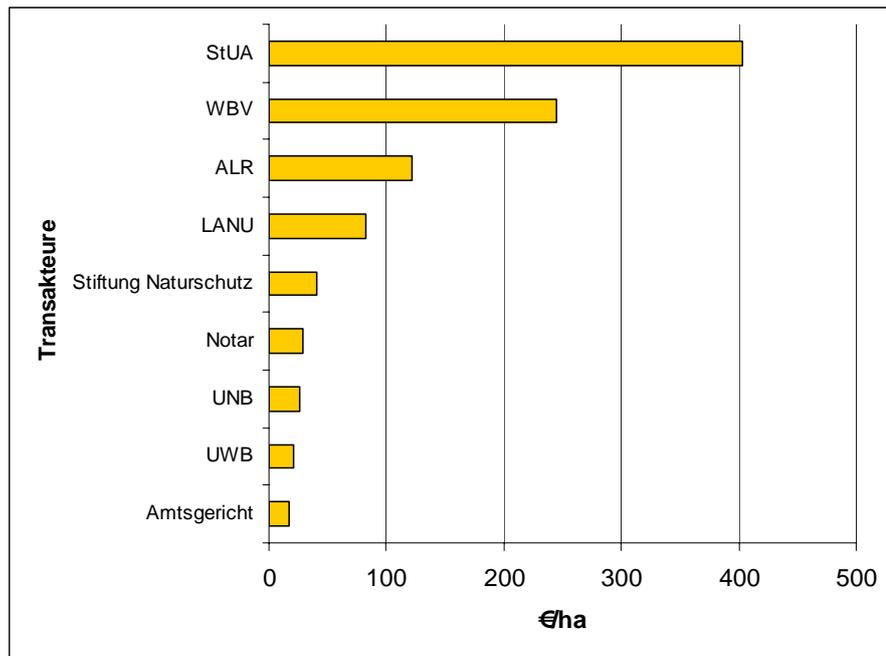
Der Abschluss von Verträgen ist nur ein kleiner Teilbereich der Projektumsetzung. Die gesamte Umsetzung setzt sich aus vielen Einzelaufgaben zusammen. Im Vorfeld des Projektes müssen Konzepte ausgearbeitet sowie der rechtliche Rahmen einer Realisierung abgeschätzt werden. Bei erfolgreichem Abschluss eines Vertrages muss dieser geprüft und genehmigt werden. Dazu kommen Anfragen von betroffenen Landwirten. Bei unerwartet auftretenden Problemen müssen die einzelnen Behörden und Institutionen zusammen Lösungen finden (etwa Genehmigung einer Waldbeweidung oder Einrichtung von Wanderwegen). Bei der Vielzahl von Aufgaben, die dieses Naturschutzprojekt betreffen, ist eine Abschätzung des Arbeitsaufwandes eines jeden ohne eine projektbezogene Arbeitszeiterfassung sehr ungenau oder gar unmöglich. Die Schätzungen der einzelnen Bearbeiter sind aufgrund des langen Zeithorizonts (Beobachtungszeitraum 29 Monate) und der oft komplexen Aufgaben meist unscharf und unterliegen deutlichen Schwankun-

---

<sup>5</sup> Richter & Furubotn (1999, 56ff.) geben eine Spanne von 20 - 60 % an, die Transaktionskosten an den Gesamtkosten von verschiedenen Produkten und Dienstleistungen umfassen können.

gen. Nur wenige Behörden können konkrete Aussagen dazu machen.

Wird der Arbeitseinsatz der jeweiligen Sachbearbeiter mit dem entsprechenden Stundensatz verrechnet, ergeben sich für den Beobachtungszeitraum die Transaktionskosten der Abbildung 4.



**Abbildung 4** Transaktionskosten beteiligter Institutionen.

Der Arbeitseinsatz des Staatlichen Umweltamtes zusammen mit dem Wasser- und Bodenverband macht den größten Teil des Aufwands aus. Die Untere Naturschutzbehörde und die Untere Wasserbehörde hatten zum Zeitpunkt der Erhebung bisher kaum Anforderungen aus dem Projekt zu bearbeiten. Diese Behörden werden erst bei der Verwaltung und dem Management der laufenden Naturschutzmaßnahme in Anspruch genommen. Diese Transaktionskosten sind für die Projektumsetzung daher nicht relevant und fallen erst bei der Administration des laufenden Projektes an. Wird dagegen der Einsatz aller Institutionen innerhalb der 29 Monate des Beobachtungszeitraum beachtet sowie die bis dahin vertraglich gesicherte Fläche, so ergeben sich die Transaktionskosten pro Hektar der Abbildung 4. In der Summe wurden etwa 995 €/ha Transaktionskosten aufgebracht. Im Verhältnis zu den Gesamtkosten (Transaktionskosten und Flächenkosten) machen die Transaktionskosten etwa 14 – 18 % aus, je nach Vertragsvariante mit den entsprechenden Flächenpreisen.

## 4 Fazit

Im untersuchten Projekt „Weidelandschaft Eidertal“ konnte die aktuelle Umsetzung erfasst werden. Innerhalb dieser relativ engen Rahmenbedingungen blieben den Flächeneigentümern Auswahlmöglichkeiten, mit denen diese die Form der Koordination der Transaktion bestimmen konnten. Abweichend vom Ziel des Transaktionskostenansatzes wurde also nicht eine Koordinationsform vorgegeben, die die geringsten Transaktionskosten verursacht, sondern die Wahl der Koordinationsform wurde den Flächeneigentümern überlassen. Damit verzichtete u. U. der Projektträger auf die Administration des Naturschutzprojektes zu minimalen Kosten. Die kostengünstigste Vertragsvariante hinsichtlich der Transaktionskosten und der Flächenkosten wäre der Extensivierungsvertrag gewesen. Die Akzeptanz der Flächeneigentümer wurde aber durch das Angebot weiterer Vertragsvarianten erhöht und damit die Umsetzungsdauer reduziert bzw. eine Umsetzung erst ermöglicht.<sup>6</sup> Diese Handlungsmöglichkeiten der Flächeneigentümer waren mit unterschiedlich ausgeprägten Transaktionskosten verbunden. Damit wird deutlich, dass das Naturschutzmanagement durch die Auswahl geeigneter Arrangements Einfluss auf die Transaktionskosten und damit auf die Gesamtkosten einer Projektumsetzung ausüben kann.

Die Erfassung der Transaktionskosten kann kaum vollständig geschehen. Zu vielschichtig ist die Verwaltung von Naturschutzprojekten dieser Größenordnung. Um die Koordinationsform zu finden, die die geringsten Transaktionskosten verursacht, ist die exakte Höhe der Transaktionskosten allerdings von untergeordneter Bedeutung. Vielmehr muss eine stringente Herleitung der Transaktionskosten aller Handlungsalternativen gewährleistet sein. Als Handlungsempfehlung ist die relative Vorteilhaftigkeit einer Umsetzungsalternative gegenüber weiteren ausreichend. Damit bietet der Transaktionskostenansatz die Möglichkeit, auch im Naturschutzmanagement Umsetzungsmöglichkeiten zu finden, die geeigneter und kostengünstiger sind als mögliche Alternativen.

## Literatur

- Ahrens, H., Lippert, C., Rittershofer, M. (2000) Überlegungen zu Umwelt- und Einkommensauswirkungen von Agrarumweltprogrammen nach VO (EWG) Nr. 2078/92 in der Landwirtschaft. In *Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik*. 49 (2), S. 99-115.
- Beckmann, V. (2000) Transaktionskosten und institutionelle Wahl in der Landwirtschaft: zwischen Markt, Hierarchie und Kooperation. *Berliner Schriften zur Kooperationsforschung* Bd. 5. Ed. Sigma, Berlin.

---

<sup>6</sup> Zum Verhältnis Umsetzungsdauer – Umsetzungskosten vgl. Kersten (2004).

- Feickert, U. & Köppel, J. (1996) Können (fiktive) Wiederherstellungskosten von Biotopen plausibel und zuverlässig ermittelt werden? In *Naturschutz und Landschaftsplanung* 71 (2), S. 51-58.
- Häder, M. (1997) *Umweltpolitische Instrumente und Neue Institutionenökonomik*. Wiesbaden: Dt. Univ.-Verlag.
- Hampicke, U. (1995) Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen: Theorie und Praxis in der Ökonomie des Naturschutzes. In *Agrarspectrum: Schriftenreihe des Dachverbandes Wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V.*, Bd. 24, S. 109-121.
- Hampicke, U. (1997) Opportunity costs of conservation in Germany. In *Investing in biological diversity: the Cairns Conference, proceeding of the OECD International Conference on Incentive Measures for the Conservation and the Sustainable Use of Biological Diversity in Cairns, Australia*, 25.-28. March 1996, S. 359-368.
- Heißenhuber, A. (1995) Betriebswirtschaftliche Aspekte der Honorierung von Umweltleistungen der Landwirtschaft. In Werner, W. (Hrsg.) *Ökologische Leistungen der Landwirtschaft - Definition, Beurteilung und ökonomische Bewertung. Agrarspectrum (Schriftenreihe) 24*, S. 123-141.
- Horlitz, Th. & Tampe, K. (1998) Kosten zweier möglicher Entwicklungsszenarien des Naturschutzes in einem nordwestdeutschen Modellgebiet. Ergebnisse eines Forschungsprojektes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). *Natur und Landschaft*, 73 (10), S. 435-442.
- Janinhoff, A. (1996) Herkömmliche intensive Ertragsmaximierung der siebziger Jahre und umweltschonende sowie integrierte Landbewirtschaftung der neunziger Jahre in der BRD im Vergleich - Ökologische und ökonomische Aspekte. In Frenzel, B., Servatius, C. (Hrsg.) *Landbewirtschaftung im Spannungsfeld von Ökologie, Ökonomie, Rechtsordnung und politischen Rahmenrichtlinien. Akademie der Wissenschaften und Literatur, Ökosystemanalyse und Umweltforschung*, Bd. 3.
- Jost, P.-J. (2000) *Organisation und Koordination: eine ökonomische Einführung*. Wiesbaden: Gabler.
- Kersten, M. (2004) Transaktionskostenanalytische Untersuchung und Konzeption optimaler Managementstrategien für längerfristige Naturschutzprojekte - dargestellt am Naturschutzprojekt „Weidelandschaft Eidertal“. In *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 78, S. 331-345.
- Laubinger, H.-W. (1996) Umweltrechtliche Instrumentarien. In Frenzel, B., Servatius, C. (Hrsg.) (1996) *Landbewirtschaftung im Spannungsfeld von Ökologie, Ökonomie, Rechtsordnung und politischen Rahmenrichtlinien. Akademie der Wissenschaften und Literatur. Ökosystemanalyse und Umweltforschung*, Bd. 3.
- Mährlein, A. (1997) Möglichkeiten und Grenzen naturschutzgerechter extensiver Grünlandnutzungsverfahren – eine Wertung aus einzelbetrieblicher und gesamtwirtschaftlicher Sicht. In Klein, M., Riecken, U., Schröder, E.: *Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 54, Bonn Bad Godesberg.

- Pfriem, R. (2000) Naturschutz über Naturschutz hinaus. Ein Beitrag aus der Betriebswirtschaftslehre. In *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (2-3), S. 49-54.
- Picot, A., Dietl, H., & Franck, E. (1997) *Organisation. Eine ökonomische Perspektive*. Ulm: Schäffer-Poeschel.
- Richter, R. & Furubotn, E. G. (1999) *Neue Institutionenökonomik. Eine Einführung und kritische Würdigung*. Tübingen: Mohr-Siebeck.
- Schrautzer, J., Irmeler, U., Jensen, K., Nötzold, R. & Holsten, B. (2004) Auswirkungen großflächiger Beweidung auf die Lebensgemeinschaften eines nordwestdeutschen Flusstales. In *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 78, S. 39-61.
- Schwepe-Kraft, B. (1998) Monetäre Bewertung von Biotopen. *Angewandte Landschaftsökologie* 24, Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg.
- Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein, [http://www.statistik-sh.de/M4/M4\\_07K11T1.htm](http://www.statistik-sh.de/M4/M4_07K11T1.htm), Stand 01/07.
- Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein (1998) *Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein 1978-1998*. Kiel.
- Terberger-Stoy, E. (2000) Ronald Coase - Ausgangspunkt für die strukturierte Suche nach der effizienten Organisationsform. In Pies, I., Leschke, M.: Ronald Coase' Transaktionskosten-Ansatz. *Konzepte der Gesellschaftstheorie* Bd. 6. Tübingen: Mohr-Siebeck.
- Williamson, O. E. (1990) Die ökonomischen Institutionen des Kapitalismus. Unternehmen, Märkte, Kooperationen. *Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften* Bd. 64. Tübingen: Mohr-Siebeck.
- Whitby, M. (2000a) Challenges and Options for the UK Agri-Environment: Presidential Address. In *Journal of Agricultural Economics* 51 (3), S. 317-332.
- Whitby, M. (2000b) The Limits of Contracting for Environmental Public Goods. *The 7th Ulvön Conference on Environmental Economics*, June 19 - 21, 2000, [www.sekon.slu.se/~bkr/ulv00papwhi.PDF](http://www.sekon.slu.se/~bkr/ulv00papwhi.PDF).

# Effizienz von Überwachungs- und Sanktionsmaßnahmen in der Agrarumweltpolitik

Bernhard Osterburg

## 1 Einleitung

In der Agrarumweltpolitik spielt die Festlegung von Standards für die landwirtschaftliche Produktion eine wichtige Rolle. Für ordnungsrechtliche Instrumente stellen Mindeststandards das zentrale Element dar, und für freiwillige Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes, des kooperativen Wasserschutzes, und allgemein für Agrarumweltmaßnahmen gelten über die gesetzlichen Mindestanforderungen hinausgehende Auflagen. Standards setzen beispielsweise am Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln oder an Art und Terminierung des Technikeinsatzes in der Landwirtschaft an. Den Auflagen wird eine die Umwelt entlastende oder verbessernde Wirkung zugesprochen.

Die angestrebten Schutz- und Verbesserungswirkungen im Sinne des Umwelt- und Naturschutzes hängen allerdings vom Grad der tatsächlichen Einhaltung der vorgegebenen Standards und Auflagen ab. Bezüglich der Etablierung von Produktionsauflagen steht die Agrarumweltpolitik vor drei Fragen: Welche Auflagen garantieren mit hoher Wahrscheinlichkeit das Erreichen gegebener Umweltziele, sollen diese Auflagen obligatorisch vorgeschrieben oder Bestandteil freiwilliger, anreizorientierter Maßnahmen sein, und wie kann schließlich gewährleistet werden, dass die Auflagen auch wirklich eingehalten werden.

In diesem Beitrag stehen die Kontrolle der Auflageneinhaltung und Sanktionen im Falle einer Nichteinhaltung im Mittelpunkt. Dabei wird auf die ökonomische Theorie des Vollzugs von Umweltrecht Bezug genommen. Die theoretischen Ansätze der Ökonomie können helfen, Verhaltensweisen und Mechanismen besser zu verstehen, die der Auflageneinhaltung oder Nichteinhaltung seitens der Wirtschaftsakteure sowie den Kontrollen und Sanktionen seitens der Verwaltung zugrunde liegen. Angewendet werden diese Ansätze im Folgenden zunächst auf das Ordnungsrecht. Anschließend wird auf die Verknüpfung von einkommenspolitischen Direktzahlungen an die Einhaltung ordnungsrechtlicher Auflagen im Rahmen von „Cross Compliance“ und schließlich auf freiwillige Agrarumweltmaßnahmen eingegangen.

In der Ökonomie helfen mathematische Darstellungsformen, Untersuchungsgegenstände zu formalisieren und sie dadurch einer weitergehenden Analyse zu-

gänglich zu machen. Auf Formeln soll auch in diesem Beitrag nicht verzichtet werden, aber nicht, um von der Lektüre abzuschrecken, vielmehr sollen die theoretischen Grundformeln in komprimierter Form vorgestellt und erläutert werden, um dadurch die Modellvorstellungen besser illustrieren zu können. Die folgenden Ausführungen bauen in erster Linie auf Arbeiten von Hanf (1993), Bültmann & Wätzold (2002) sowie Lippert (2002) auf.

## 2 Grundkonzepte

In der ökonomischen Theorie stehen sich zwei Grundkonzepte gegenüber:

1. Kontrolle und Sanktionen verfolgen das Ziel, durch Nichteinhaltung von Standards entstehende Wohlfahrtsverluste zu minimieren. Dabei kann die Wohlfahrt maximiert werden, wenn die Kosten, die durch eine solche Nichteinhaltung entstehen, abzüglich des Nutzens einer Nichteinhaltung und abzüglich der Kosten für Kontrolle, Verurteilung und Bestrafung minimiert werden. Dieses Konzept, das auf Becker (1968, zitiert bei Lippert 2002) zurückgeht, impliziert die Möglichkeit, sich durch Bußgeldzahlungen „freizukaufen“.
2. Dem steht eine Sichtweise gegenüber, wie sie beispielsweise Rawls (1999, zitiert bei Lippert 2002) vertritt: Hauptzweck von Zwangsmaßnahmen zur Gewährleistung der Gesetzestreue ist es, das gegenseitige Vertrauen der Bürger in ‚gerechte Arrangements‘ und damit das gesellschaftlich verankerte Rechtssystem zu stärken.

Während im ersten Ansatz i.d.R. rationales und eigennütziges strategisches Verhalten der Akteure unterstellt wird und zwischen Schaden und entgangenem Nutzen des Regelverstößes abgewogen werden darf, steht im zweiten Ansatz der Gerechtigkeitsinn der Beteiligten und insbesondere der Zielgruppe der Reglementierung im Mittelpunkt. Der Regeleinhaltung kommt nach diesem Konzept ein eigener Wert zu. Sowohl strategisches und eigennütziges Verhalten sowie die Abwägung zwischen Kosten und Nutzen von Regelverstößen, als auch auf gemeinsame Moralvorstellungen aufbauende, kooperative Elemente sind Aspekte, die es bei Fragen des Vollzugs von Standards zu beachten gilt.

Weitere Ansätze der ökonomischen Theorie, die das hier diskutierte Problem von Einhaltung und Kontrolle berühren, sind die Prinzipal-Agenten-Theorie und das Problem von „moral hazard“ und „hidden action“. Danach besteht eine Informationsasymmetrie zuungunsten des Prinzipals (hier: Staat), die zu Effektivitätsverlusten bei dessen Bemühungen führt, das Verhalten der Agenten (hier: landwirtschaftliche Unternehmen) im Sinne der Erreichung bestimmter Ziele zu steuern. Die Agenten befolgen nicht immer die festgelegten Spielregeln (moral hazard), und der Prinzipal hat keine vollständige Information über das Verhalten der Agenten (hidden action).

Bei der Interaktion zwischen Prinzipal und Agenten spielt strategisches Verhalten eine wichtige Rolle.

Die Annahme des Eintritts von Regelverstößen soll nicht als „Kriminalisierung eines ganzen Berufsstandes“ verstanden werden, sondern lediglich die Analyse zu erwartender Regelverstöße ermöglichen. Allen Akteuren opportunistisches Verhalten und damit die Bereitschaft zu unterstellen, aus eigennützigen Gründen gegen Regeln zu verstoßen, ist genauso schwer begründbar wie die Annahme, alle Beteiligten würden Regeln ohne Kontrolle und Sanktionsandrohungen einhalten.

### **3 Kontrollen, Aufdeckungswahrscheinlichkeit und Verwaltungskosten**

Um das Verhalten der Normadressaten zu überprüfen, greifen Verwaltungen auf verschiedene Arten von Kontrollen zurück. Unterschieden werden z. B. indirekte Kontrollen nach Aktenlage und Vor-Ort-Kontrollen. Erstere greifen beispielsweise auf Antragsunterlagen und betriebliche Aufzeichnungen zurück oder überprüfen Flächengröße und Nutzung anhand von Fernerkundungsdaten. Vor-Ort-Kontrollen dienen der direkten Inaugenscheinnahme der landwirtschaftlichen Flächen, der gehaltenen Tiere, oder der Hofstelle. Anlasskontrollen finden statt, wenn es Hinweise auf Regelverstöße gab und daraufhin gezielt kontrolliert wird. Systematische oder Regelkontrollen finden dagegen routinemäßig für eine ausgewählte Stichprobe statt. Die Risikoanalyse zur Ziehung dieser Stichprobe von zu kontrollierenden Individuen bestimmt darüber, wie zielgerichtet und wirksam eine Regelkontrolle ist. Relevant ist auch, ob es sich um unangekündigte Kontrollen handelt. Da Kontrollen oft die Mitarbeit des Betriebsleiters voraussetzen, kommen in der Praxis häufig kurzfristig angekündigte Kontrollen zur Anwendung.

Weiterhin ist zwischen den integrierten Kontrollen im Rahmen des agrarpolitischen Förderrechts, die im Falle von „Cross Compliance“ und Agrarumweltprogrammen zum Einsatz kommen, und Fachrechtskontrollen zu unterscheiden, die oft mit spezialisierterem Personal durchgeführt werden. Die Auswahl des Prüfindikators und die Abhängigkeit der Feststellung vom Zeitraum oder Zeitpunkt der Kontrolle ist entscheidend für die Aufdeckungswahrscheinlichkeit von Regelverstößen. Während einige Verstöße, z. B. die verbotene Rodung einer zuvor kartographisch erfassten Hecke, zeitpunktunabhängig bei einer späteren Vor-Ort-Kontrolle entdeckt werden können, sind nicht rechtskonforme Managementmaßnahmen in der Landwirtschaft wie Düngungs- und Pflanzenschutzmitteleinsatz nur zum Zeitpunkt der Umsetzung oder in einem kurzen Zeitraum danach wirksam zu kontrollieren. Der Prüfindikator beeinflusst auch die Rechtssicherheit bei eingeleiteten Bußgeldverfahren. Sollte es zu einem Widerspruch und zur Gerichtsverhandlung kommen, muss der Nachweis des verfolgten Verstoßes „gerichtsfest“ sein.

Unter Transaktionskosten werden die organisatorischen Kosten ökonomischer Systeme verstanden. Transaktionskosten von Kontrollen sind einerseits öffentliche

Verwaltungskosten und andererseits private Transaktionskosten, die etwa durch die Belastung von Unternehmen mit Aufzeichnungs- und Berichtspflichten und durch die Unterstützungspflicht bei behördlichen Vor-Ort-Kontrollen anfallen. Die Höhe der Transaktionskosten im Zusammenhang mit Kontrollen ist in der Regel nicht genau bekannt, was auf einen Mangel an empirischen Arbeiten in diesem Bereich und u. U. auch auf erschwerten Zugang zu internen behördlichen Informationen zurückzuführen ist.

## 4 Kontrolle und Sanktionen im Ordnungsrecht

### 4.1 Die Zielfunktion des Staates

Die staatliche Definition und Kontrolle von ordnungsrechtlichen Standards zielt auf die Minimierung von Schäden durch Nichteinhaltung des Standards unter Berücksichtigung der mit dem Vollzug verbundenen Verwaltungskosten und der Einnahmen aus Sanktionen. Die Zielfunktion des Staates wird in der folgenden Formel dargestellt:

$$f(\gamma, \delta, F) = \alpha [D - (D + F) \gamma \delta] + KS \gamma \quad \text{min!}$$

$\alpha$  Grad der Nichteinhaltung ( $0 \leq \alpha \leq 1$ )

D volkswirtschaftlicher Schaden bei Nichteinhaltung

F Strafzahlung bei festgestellter Nichteinhaltung ( $< F_{\max}$ )

$\gamma$  Kontrollrate ( $0 \leq \gamma \leq 1$ )

$\delta$  Aufdeckungswahrscheinlichkeit im Fall einer Kontrolle ( $0 \leq \delta \leq 1$ )

KS Kosten des Staates für Vollzug (Kontrolle, Sanktionierung)

$f(\gamma, \delta, F)$  Funktion von Kontrollrate, Aufdeckungswahrscheinlichkeit und Sanktionshöhe

Die Wirksamkeit von Kontroll- und Sanktionssystemen kann am Grad der Einhaltung von Auflagen durch die Zielgruppe und am Grad der Verhinderung von Verstößen mit besonders schwerer Folge gemessen werden. Neben einer Senkung der Verstoßhäufigkeit  $\alpha$  geht es dabei auch um die Aufdeckung einer Nichteinhaltung bei Adressaten (hier: landwirtschaftlichen Betrieben) mit hohen volkswirtschaftlichen Schäden D infolge einer Nichteinhaltung. Zur Optimierung können nach dieser Modelldarstellung die Stellgrößen Kontrollrate, Aufdeckungswahrscheinlichkeit und Sanktionshöhe variiert werden. Übersteigen die Vollzugskosten den vermiedenen Schaden D plus die vom Staat eingenommenen Strafzahlungen F, so lohnt sich eine weitere Erhöhung der Kontrollrate bei gegebener Aufdeckungswahrscheinlichkeit und Sanktionshöhe nicht. Die Sanktionshöhe kann im Falle von Bußgeldern nicht unbegrenzt erhöht werden. In Deutschland wird die Höhe von Bußgeldern durch das

Gesetz über Ordnungswidrigkeiten (OWiG) sowie zusätzlich über im Fachrecht festgelegte Höchstbeträge geregelt. Im §17 OWiG heißt es:

(...)

*(3) Grundlage für die Zumessung der Geldbuße sind die Bedeutung der Ordnungswidrigkeit und der Vorwurf, der den Täter trifft. Auch die wirtschaftlichen Verhältnisse des Täters kommen in Betracht; bei geringfügigen Ordnungswidrigkeiten bleiben sie jedoch in der Regel unberücksichtigt.*

*(4) Die Geldbuße soll den wirtschaftlichen Vorteil, den der Täter aus der Ordnungswidrigkeit gezogen hat, übersteigen. Reicht das gesetzliche Höchstmaß hierzu nicht aus, so kann es überschritten werden.*

Es wird deutlich, dass bei Bußgeldern eine Proportionalität zum verursachten Schaden (dem Vorwurf) und den wirtschaftlichen Vorteilen der Nichteinhaltung hergestellt wird. Dagegen kann eine geringe Aufdeckungsrate nicht ohne weiteres durch erhöhte Sanktionsandrohungen kompensiert werden, da dies der Kohärenz im Rechtssystem und dem Gleichbehandlungsgrundsatz entgegenstehen würde.

Die Erhöhung der Aufdeckungswahrscheinlichkeit zur Verbesserung der Wirksamkeit im Vollzug bei gegebener Kontrollrate ist eine weitere wichtige Stellgröße. Dazu gehören die gezielte Auswahl von Kontrollparametern sowie die Kontrolle ausgewählter Adressaten zum geeigneten Zeitpunkt. Von Bedeutung ist zudem auch, ob Kontrollen angekündigt werden. Die gezielte Auswahl von zu kontrollierenden Betrieben setzt Kenntnisse über Risikofaktoren voraus, die mit einer erhöhten Nichteinhaltung in Zusammenhang stehen und bedarf eines Vergleichs mit einer repräsentativen Zufallsstichprobe. Nicht vergessen werden sollte bei der Auswahl die bereits oben genannte Schwere von Schäden bei Nichteinhaltung. In der Landwirtschaft sind weitgehend zeitpunkt- bzw. zeitraumunabhängige Parameter wie Aufzeichnungspflichten, bauliche Einrichtungen und fest etablierte Landschaftselemente von im Zeitverlauf variablen Merkmalen zur Flächennutzung und Tierhaltung zu unterscheiden. Je nach potenzieller Schwere der zu erwartenden Schäden sollten nicht nur leicht und zeitraumunabhängig kontrollierbare Parameter überprüft werden.

Ein umfassender, rationaler Abwägungsprozess zwischen Kontrollaufwand, Sanktionshöhe und zu verhindernden potentiellen Schäden wie hier vorgestellt ist in der Realität sicher nicht der Regelfall. Dies liegt zum einen daran, dass Personalmittel für Kontrollen und die Höhe von Sanktionen nicht kurzfristig und beliebig variiert werden können. Zum anderen führen Informationsmangel und das Fehlen allgemein anerkannter Konzepte zur monetären Bewertung von Umweltzuständen dazu, dass keine vollständige Klarheit über die Eintrittswahrscheinlichkeit von Schäden und über die Bewertung derselben besteht, was einem vorausschauenden, rationalen Abwägungsprozess Grenzen setzt. Wie also kann das Kontroll- und Sanktionssystem in der Praxis optimiert werden? Vor dem Hintergrund unvollständiger Information werden Verwaltungen versuchen, die Einhaltung von ordnungsrechtlichen Auflagen bei gegebenen Personalkapazitäten und Bußgeldhöhen zu maximieren. Die Aufdeckung hoher Raten von Nichteinhaltung, die Feststellung von Umweltschäden wie

auch öffentlichkeitswirksame Skandale können darüber hinaus größere Anpassungsschritte bezüglich Kontrollaufwand und Sanktionshöhe auslösen. Ein auf Optimierung ausgerichtetes System befindet sich also in einem Prozess beständiger Anpassung und Weiterentwicklung.

#### 4.2 Erklärung des Verhaltens des „Normadressaten“

Im Folgenden sollen die Bedingungen für die Einhaltung ordnungsrechtlicher Restriktionen aus Sicht der Adressaten analysiert werden. Diese sind in der folgenden Formel dargestellt (Erklärung zu  $\gamma$ ,  $\delta$ , F siehe oben):

$$KB - m(-r) \leq \gamma' \delta' (F + L)$$

KB	einzelwirtschaftliche Kosten einer Einhaltung
m	Faktor für ‚moralische Bedenken‘ des Adressaten
r	Faktor für Risikoaversion des Adressaten
L	Indirekte Bestrafung / soziale Sanktionierung
$\gamma'$	vom Adressaten <i>erwartete</i> Kontrollrate ( $0 \leq \gamma \leq 1$ )
$\delta'$	vom Adressaten <i>erwartete</i> Aufdeckungswahrscheinlichkeit im Fall einer Kontrolle ( $0 \leq \delta \leq 1$ )

Die Formel besagt, dass die Kosten der Einhaltung – unter Berücksichtigung eines Faktors für moralische Bedenken – geringer sein müssen als die bei *erwarteter* Kontroll- und Aufdeckungsrate im Falle eines Verstoßes eintretende Sanktion zuzüglich der sozialen Sanktionierung. Im Sinne des zweiten oben genannten theoretischen Ansatzes kann den individuellen moralischen Vorstellungen (m) und der sozialen Sanktionierung (L) eine gewichtige Funktion zukommen. Ein Rechts- und Vollzugssystem sollte diese Faktoren also versuchen zu befördern und nicht durch unangemessene Behandlung der Adressaten zu schwächen. Augenfällig ist auch, dass sich die Einhaltung nicht durch die tatsächlichen Kontroll- und Aufdeckungsraten bestimmt, sondern durch die diesbezüglichen individuellen Erwartungen.

Durch die Darstellung der Erwartungen wird hier gleichzeitig das Risikoverhalten der Adressaten abgebildet. Risikofreudige Personen erwarten geringe Kontrollraten und Aufdeckungswahrscheinlichkeiten und dadurch auch geringe Konsequenzen aufgrund von Regelverstößen. Risikoaverse Personen rechnen dagegen mit einer hohen Wahrscheinlichkeit, im Falle von Verstößen belangt zu werden und messen auch der drohenden Sanktion größeres Gewicht bei als risikofreudige Personen. Zur Abbildung dieser individuellen Erwartungen wird oft ein Faktor für Risikoaversion  $r$  eingeführt. Damit es nicht zu Dopplungen bei der Berücksichtigung von Erwartungen kommt, wird der Faktor  $r$  im Folgenden nicht weiter betrachtet.

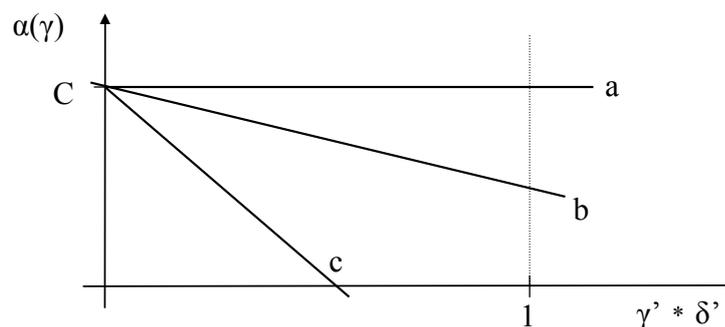
Aus den aufgezeigten Formeln ergibt sich die Funktion für die Nichteinhaltung  $\alpha$ :

$$\alpha = \alpha(\gamma', \delta', F + L, KB, I, m) \rightarrow \alpha = C - \beta \gamma' \delta' (F + L)$$

- I Informationsstand der Adressaten
- $\beta$  Koeffizient für Reaktion der Adressaten auf die jeweilige Kontrollintensität  
(Kontrollrate \* Aufdeckung)
- C Konstante der maximalen Nichteinhaltung im Falle ohne Kontrollen und Sanktionen

In dieser Formel kommt der Informationsstand der Adressaten über die Standards als weiteres, wichtiges Element hinzu. Vollständige Information über die Kontrollstandards ist Voraussetzung für deren Einhaltung. Bei konstantem Informationsstand, Einhaltungskosten und Faktoren für Moral- und Risikoverhalten (zusammengefasst in der Konstanten C) ergibt sich der Koeffizient  $\beta$  zur Erklärung der Reaktion der Adressaten auf die Kontrollintensität.

Verschiedene Ausprägungen von  $\beta$  sind in Anlehnung an Lippert (2002) in der nachfolgenden Abbildung 1 dargestellt: Im Fall a ergibt sich bei steigender erwarteter Kontrollintensität ( $\gamma' * \delta'$ ) keine erhöhte Einhaltung (Nichteinhaltung  $\alpha$  bleibt konstant). Hier liegen zu hohe Anpassungskosten, fehlende Information oder fehlende technische Möglichkeiten zur Einhaltung vor. Im Fall b liegt eine nur unvollständige Einhaltung selbst bei 100 % Kontrolle und Aufdeckung vor (Nichteinhaltung  $\alpha > 0$  bei  $\gamma' * \delta' = 1$ ), z. B. aufgrund fehlender technischer Möglichkeiten oder prohibitiv hoher Kosten einer vollständigen Einhaltung durch alle Adressaten. Im Fall c geht dagegen die Nichteinhaltung bei mittlerer Kontrollintensität auf 0 zurück. Entscheidend für diese Verhaltensänderung ist nicht die Anzahl der tatsächlich aufgedeckten Verstöße, sondern die Abschreckungswirkung auf nicht kontrollierte Adressaten, die sich mit dem Risiko auseinandersetzen, selbst kontrolliert zu werden.



**Abbildung 1** Grad der Nichteinhaltung in Abhängigkeit von erwarteter Kontrollrate und erwarteter Aufdeckungswahrscheinlichkeit ( $\gamma' * \delta'$ ) im Kontrollfall.

## 5 Kontrolle und Sanktionen im Rahmen von Cross Compliance

Cross Compliance wurde im Rahmen der letzten EU-Agrarreform schrittweise seit dem Jahr 2005 eingeführt (Nitsch & Osterburg 2004a). Darunter versteht man die Bindung des Erhalts von einkommenspolitischen Direktzahlungen der sogenannten ersten Säule der Agrarpolitik an die Einhaltung von im EU-Recht festgelegten Standards aus den Bereichen Umwelt, Tier- und Verbraucherschutz und Tiergesundheit. Relevante umweltrechtliche Bestandteile sind u.a. die Nitrat-Richtlinie, die Vogelschutz-Richtlinie und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Weiterhin ist ein „guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand“ der prämienberechtigten Flächen aufrecht zu erhalten. Dies bedeutet in erster Linie eine Pflege nicht mehr genutzter Flächen durch Mulchen oder Mahd und Abräumen, aber auch Mindestanforderungen an den Erosions- und Bodenschutz sowie die Erhaltung bestimmter Landschaftselemente wie Hecken. Für den Grünlandumbruch gelten zunächst keine einzelbetrieblichen Restriktionen. Dies ändert sich, wenn auf Ebene der Bundesländer der Grünlandanteil im Verhältnis zum Ackerland einen Schwellenwert unterschreitet, woraufhin Grünlandumbruch genehmigungspflichtig wird.

In Hinblick auf die Wirksamkeit der Cross-Compliance-Kontrollen kommt der verwaltungstechnischen Umsetzung große Bedeutung zu. Entscheidende Fragen sind, welche für eine systematische Kontrolle geeigneten Kontrollindikatoren angewendet werden, wie die zu kontrollierenden Betriebe über eine Risikoanalyse ausgewählt werden, und ob ein Informationsaustausch mit anderen fachrechtlichen Kontrollen stattfindet. Bei Cross-Compliance-Kontrollen stehen im Umweltbereich indirekte Prüfindikatoren im Mittelpunkt, die auf betriebliche Aufzeichnungen aufbauen und dadurch zeitpunktunabhängig geprüft werden können.

Die Kontrollrate wird durch EU-Vorgaben mit mindestens 1 % der Betriebe mit Direktzahlungen festgelegt, für die der jeweilige Standard anwendbar ist (bezüglich der folgenden Ausführungen vgl. Nitsch 2006 sowie Nitsch & Osterburg 2007). Nur im Falle der Tierkennzeichnung gilt aufgrund EU-Recht eine Kontrollrate von mindestens 5 %. Die Kontrollgruppe von 1 % wird allerdings anhand unterschiedlichster Risikofaktoren ausgewählt. Eine gezielte, auf bestimmte Standards ausgerichtete Kontrolle kann auf der Grundlage einer integrierten Risikoanalyse nicht im Umfang von 1 % aller Betriebe gewährleistet werden, da zu viele, unterschiedliche Themen in einer Kontrolle abgearbeitet werden müssen. Je mehr unterschiedliche Behörden in die Cross Compliance-Kontrollen einbezogen werden, desto höher steigt die Kontrollrate, da jede Behörde eine Mindestrate von 1 % der jeweils relevanten Betriebe kontrollieren muss. Die Kontrollraten sind zu erhöhen, wenn bei Kontrollen besonders viele Verstöße in einem Bereich aufgedeckt werden. Da eine gute Risikoanalyse zu höheren Aufdeckungsraten führen dürfte, bestehen aber noch Unsicherheiten bezüglich der Interpretation der Kontrollergebnisse und der begrenzten Möglichkeiten,

Rückschlüsse über die Einhaltung von Standards in der Grundgesamtheit aller landwirtschaftlicher Betriebe zu ziehen.

Für Sanktionen im Rahmen von Cross Compliance gelten EU-weit einheitliche Vorgaben. Je nach Schwere, Ausmaß, Dauer und Häufigkeit der Verstöße liegen die Prämienabzüge bei 3 % (1-5 %) bei Fahrlässigkeit, im Wiederholungsfall beim dreifachen Betrag der ersten Sanktion und maximal 15 %, bis hin zu Kürzungen um mindestens 15 %, in der Regel aber 20 % im Fall von Vorsatz. Im Extremfall kann es zur Verweigerung der gesamten Direktzahlungen kommen. Für den Landwirt wirken Prämienabzüge wie Bußgelder oder Verwarnungen. Nur im Falle von Vorsatz des Verstoßes werden nach OWiG Bußgelder erhoben, und soweit es sich um Cross-Compliance-relevante Standards handelt, kommt ein Direktzahlungsabzug von mindestens 15 % hinzu. Bei ca. 300 Euro Direktzahlungen pro Hektar können die Cross-Compliance-Sanktionen in größeren Landwirtschaftsbetrieben leicht sehr hohe Beträge erreichen, die zusätzlich zu einem Bußgeld anfallen. Die Zurückhaltung eines Teils der Direktzahlungen dürfte aus Verwaltungssicht zudem einfacher und kostengünstiger durchzusetzen sein als die Verhängung eines Bußgeldes.

Im Falle von bereits vor der Einführung von Cross Compliance existierenden ordnungsrechtlichen Standards auf Basis des EU-Rechts wird die Sanktion F, also das Bußgeld oder die Verwarnung, somit durch einen zusätzlichen Abzug auf die betrieblichen Direktzahlungen (CC) erhöht. Dabei kann im Falle schwerer, vorsätzlicher Verstöße die Bedingung  $F_{\max}$  durchbrochen werden, nach der die Sanktion proportional zum Verstoß und zur wirtschaftlichen Situation des betroffenen Betriebe sein sollte (siehe Abschnitt 3.1). Die zusätzliche Sanktion richtet sich vielmehr auch nach der Höhe der betrieblichen Direktzahlungen. Während das Bußgeld auf die Verhaltenssteuerung und den Proportionalitätsgrundsatz ausgerichtet ist, erhalten Betriebe Direktzahlungen in sehr unterschiedlicher Höhe, so dass die Sanktionen bei prozentualen Abzügen stark variieren. Unterschiedliche Sanktionshöhen resultieren auch aus der Tatsache, dass auch Verstöße in kleineren Betriebszweigen zu Abzügen bei den gesamten Direktzahlungen führen (Nitsch & Osterburg 2004a).

Im Falle des guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustands existierten vor der Einführung von Cross Compliance z. T. keine entsprechenden Anforderungen, so dass hier die CC-Sanktion nicht zusätzlich zu einem Bußgeld oder einer Verwarnung angewendet wird. Der Verzicht auf Direktzahlungen entbindet allerdings nur von nicht gesetzlich festgeschriebenen Anforderungen an den „guten Zustand“. Die ordnungsrechtlich festgelegten Standards im Rahmen der nationalen Umsetzung des EU-Rechts gelten ebenso wie nationale Rechtsstandards zum „guten Zustand“ unabhängig von den Direktzahlungen. Grundsätzliche Überlegungen zu ökonomischen Wirkungen von Cross Compliance-Standards beziehen sich meist auf Anforderungen jenseits des Ordnungsrechts und sind damit auf neue Anforderungen an den „guten Zustand“ anwendbar (vgl. z. B. Latacz-Lohmann & Buckwell 1998).

Fall 1: Grundanforderung zur Durchsetzung von EU-rechtlichen Grundanforderungen

$$KB - m - r \leq \gamma' \delta' (F + CC + L)$$

Fall 2: Erhaltung eines „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustands“ (bisher nicht rechtlich vorgeschriebene Standards)

$$KB - m - r \leq \gamma' \delta' (CC + L)$$

CC Kürzung der Direktzahlungen im Rahmen von Cross Compliance

Angemerkt sei, dass nach bisherigen Erfahrungen Verstöße fast ausschließlich als Fahrlässigkeit und bezüglich der Schwere als leicht oder mittel eingestuft wurden und damit zu vergleichsweise geringen Cross Compliance-Sanktionen geführt haben. „Doppelte“ Sanktionen durch Anwendung eines Bußgelds plus Cross Compliance-Sanktion treten in der Realität nur in sehr wenigen Einzelfällen auf. Cross Compliance führt somit bisher nicht zu hohen Sanktionsbeträgen, sondern entfaltet die Wirkung in der Hauptsache über die Drohung mit substantiellen Kürzungen oder sogar mit vollständiger Streichung der Direktzahlungen. Die Kontrolldichte von 1 % der prämienberechtigten Betriebe ist vergleichsweise gering. Im fachrechtlichen Vollzug treten Kontrollraten von 3 % und mehr auf, und im Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) zur Umsetzung agrarpolitischer Direktzahlungen gilt eine Kontrollrate von 5 %, beispielsweise für die Kontrolle der Größe prämienberechtigter Flächen.

## 6 Kontrolle und Sanktionen im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen

Handlungsorientierte Agrarumweltmaßnahmen mit freiwilliger Teilnahme fördern die Einhaltung von Bewirtschaftungsbedingungen, die über den ordnungsrechtlich oder über Cross Compliance festgelegten Rahmen hinaus gehen (zu Agrarumweltmaßnahmen vgl. Osterburg & Plankl 2002). Die unter durchschnittlichen Bedingungen durch die Auflagen entstehenden, zusätzlichen Kosten und entgangenen Erlöse werden durch eine Prämienzahlung ausgeglichen. In den meisten Fällen werden von den für die Umsetzung der Agrarumweltmaßnahmen zuständigen Bundesländer landesweit geltende, einheitliche Prämien festgelegt. Im Rahmen der neuen Verordnung zur Förderung des ländlichen Raums, der ELER-Verordnung (Verordnung (EG) 1698/2005), darf im Gegensatz zur vorherigen Förderperiode keine Anreizkomponente in Höhe von 20 % auf die Prämie aufgeschlagen werden, was die Flexibilität bei

der Berechnung der Prämien für die *anreizorientierten* Agrarumweltmaßnahmen eingeschränkt hat (vgl. Osterburg 2006).

Auch bei Maßnahmen mit freiwilliger Teilnahme stellt sich die Frage, ob die jeweiligen Teilnehmer alle Auflagen einhalten. Zum moral-hazard-Problem im Falle freiwilliger Agrarumweltmaßnahmen und Fragen der optimalen Vertragsgestaltung liefern Hanf (1993) und Rapp (1998) ausführliche Analysen, aus denen einige Erkenntnisse in den folgenden Ausführungen wiedergegeben werden sollen. Die Bedingung für die Prämienausgestaltung kann wie folgt dargestellt werden:

$$P_{AUM} - K_B \geq 0$$

$P_{AUM}$  Agrarumweltprämie

Die Formel besagt, dass die Agrarumweltprämie die betrieblichen Kosten der Einhaltung der zusätzlichen Auflagen mindestens kompensieren muss, damit Betriebe freiwillig an der Maßnahme teilnehmen. Eine Einhaltung der Auflagen ist damit aber noch nicht garantiert, sie hängt von der Höhe der Einkommenswirkung der Prämie bei Auflageneinhaltung, von der erwarteten Kontroll- und Aufdeckungswahrscheinlichkeit, der Höhe der Sanktionen und von moralischen Einstellungen ab. Maßnahmenteilnehmer werden sich unter den folgenden Bedingungen für eine Einhaltung der Auflagen entscheiden:

$$\gamma' \delta' (F + L) + (1 - \gamma' \delta') P_{AUM} - m_1 \leq P_{AUM} - K_B + m_2$$

Auf der rechten Seite der Ungleichung findet sich die Bedingung für die Teilnahme an der Agrarumweltmaßnahme wieder, unter Berücksichtigung des Gewichts moralischer Einstellungen „ $m_2$ “ zugunsten einer Teilnahme und Einhaltung der Auflagen etwa aufgrund entsprechender Umwelteinstellung. Eine Einhaltung der Auflagen ist dann einer Nichteinhaltung vorzuziehen, wenn der Erwartungswert einer Nichteinhaltung kleiner oder gleich dem Einkommensbeitrag der Agrarumweltprämien im Falle der Auflageneinhaltung ausfällt, also nach Abzug der aufgabenbedingten Kosten. Dieser Erwartungswert befindet sich auf der linken Seite der Ungleichung und setzt sich aus zwei Teilen zusammen. Mit dem Term „ $\gamma' \delta' (F + L)$ “ wird der Fall einer Kontrolle mit Aufdeckung der Nichteinhaltung, mit Sanktion  $F$  und indirekter Bestrafung, z. B. durch Reputationsverlust gegenüber den Behörden dargestellt. Der Term „ $(1 - \gamma' \delta') P_{AUM}$ “ gewichtet die Agrarumweltprämie mit der Wahrscheinlichkeit, dass die Nichteinhaltung nicht entdeckt wird. Zusammen bilden die beiden Elemente „Kontrollfall“ und „Ausbleiben einer Kontrolle“ den Erwartungswert der Nichteinhaltung aus Sicht des Maßnahmenteilnehmers ab. Hinzu kommt mit „ $m_1$ “ noch ein Abzug aufgrund moralischer Bedenken.

Wenn die Auflagen nicht eingehalten werden und dies nicht aufgedeckt wird, wirkt die Agrarumweltprämie in vollem Umfang gewinnerhöhend, da keine kosten-

wirksamen Auflagen zum Tragen kommen. Die Vorzüglichkeit der Auflageneinhaltung kann durch stärkere Abschreckung verbessert werden, im einzelnen durch eine Erhöhung der Kontrollrate  $\gamma$ , eine Erhöhung der Aufdeckungsrate  $\delta$ , also z. B. durch Auswahl gut kontrollierbarer Merkmale, sowie durch eine Erhöhung der Sanktion  $F$  und der indirekten Sanktionen  $L$ . Einer Erhöhung der Sanktion  $F$  steht aber die dann sinkende Akzeptanz entgegen, an der Maßnahme überhaupt teilzunehmen. Ebenso kann ein höherer Anreiz für die Einhaltung gegeben werden, indem die Einkommenswirksamkeit der Agrarumweltprämie erhöht wird (Agrarumweltprämien minus auflagenbedingter Kosten:  $P_{AUM} - K_B$ ). Schließlich können Appelle zur Stärkung moralischer Einstellungen ( $m_1$ ) oder die öffentliche Anerkennung von Umweltleistungen ( $m_2$ ) das Gewicht zugunsten einer Teilnahme mit Einhaltung der Auflagen verschieben.

Für die Umsetzung EU-kofinanzierter Agrarumweltmaßnahmen werden in den Durchführungsvorschriften der EU Vorgaben zur Kontrollrate und Sanktionen festgelegt. Die Kontrollrate bezüglich der Auflageneinhaltung muss in Anlehnung an die InVeKoS-Regelungen für flächenbezogene Direktzahlungen bei mindestens 5 % der Begünstigten einer Maßnahme liegen. Bei häufigem Auftreten von Verstößen ist die Kontrollrate allerdings zu erhöhen. Sanktionen bei geringfügigen Verstößen beziehen sich auf die im jeweiligen Jahr auszuzahlende Agrarumweltprämie. Der Kontrollschwerpunkt liegt zunächst wie bei allen flächenbezogenen InVeKoS-Kontrollen auf der Flächengröße, insbesondere der Ermittlung der Richtigkeit und Genauigkeit der Flächenangabe. In Anlehnung an nicht korrekt angegebene Flächen erfolgen auch die Sanktionen: Bei einem Verstoß, der äquivalent zu einer bis zu 3 % kleineren Vertragsfläche eingestuft wird, wird ein proportionaler Prämienabzug von bis zu 3 % der jährlichen Agrarumweltprämie vorgenommen. Liegt ein Verstoß entsprechend 3 – 20 % der Vertragsfläche vor, wird der proportionale Prämienabzug von 3 – 20% noch einmal verdoppelt. Bei Abweichung über 20 %, also einer massiveren Nichteinhaltung, erfolgt ein vollständiger Prämienabzug, der auch rückwirkend für Vorjahre der meist fünfjährigen Vertragslaufzeit gilt. Hinzu kommt eine Teilnahmesperre von 2 Jahren.

Entstehen durch die Agrarumweltprämien keine oder nur geringe Einkommenseffekte, wird eine Teilnahme mit vollständiger Einhaltung der Auflagen unattraktiver. Bei einer Kontrollrate von 5 % und einer Sanktion, die sich auf die Rückzahlung der Agrarumweltprämien beschränkt, erscheint eine Teilnahme ohne Einhaltung entsprechend attraktiver. Die aufgrund einfacher Modellrechnungen prognostizierte Häufigkeit von Vertragsbrüchen lässt sich in der Realität allerdings nur selten nachweisen. Beispiele nennen Hanf (1993) und Rapp (1998), ohne aber auf die Art und Schwere der Verstöße einzugehen. Als Gründe für viele Verstöße bei Agrarumweltmaßnahmen führen GÜthler et al. (2003) und Weiler (2005) vor allem Ungenauigkeiten bei den Flächenangaben an. Derartige, z. B. durch ungenaue Kartengrundlagen verursachte Verstöße lassen aber keine Rückschlüsse über die Einhaltung von Aufla-

gen zu, und vergleichsweise geringe Flächenabweichungen stehen nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit den angestrebten positiven Umweltwirkungen.

Eine Erhöhung der Strafandrohungen zur Vermeidung von Verstößen ist bei freiwilligen Maßnahmen nur begrenzt möglich, da dies negative Wirkungen auf die Akzeptanz hätte. Wie ein Blick auf die Formel zur Einhaltung der Auflagen zeigt, bedeutet die Beschränkung der Sanktionen auf eine Nichtauszahlung der Agrarumweltprämien ( $F = P_{AUM}$ ), dass die Annahme von Verträgen und Nichteinhaltung der Auflagen bei geringer Aufdeckungswahrscheinlichkeit sehr attraktiv werden kann.

Bei geringen Kontrollkosten ist daher eine Erhöhung der Kontrollrate die geeignete Strategie. Im Falle hoher Kontrollkosten kann dagegen eine Erhöhung der Prämien zur besseren Einhaltung von Auflagen die günstigere Alternative sein. Diese ist jedoch durch EU-Vorgaben formal auf eine Kompensationszahlung begrenzt.

Eine Schlüsselfunktion kommt der Kontrollierbarkeit der Auflagen bei angemessenen Kontrollkosten zu. Der Europäische Rechnungshof hat wiederholt Vor-Ort-Überprüfungen der Verwaltungs- und Kontrollsysteme für Agrarumweltmaßnahmen in den Mitgliedstaaten durchgeführt und dabei Mängel wie z. B. ungeeignete Prüfindikatoren sowie Kontrolltermine festgestellt. Auf dieser Grundlage lautete seine Empfehlung: *„Die Kommission, der Rat und das Parlament sollten erwägen, wie sich im 2007 beginnenden neuen Programmplanungszeitraum der Grundsatz berücksichtigen lässt, dass keine Zahlungen der öffentlichen Hand erfolgen sollten, wenn eine Maßnahme nicht entsprechend überprüft werden kann.“* (Europäischer Rechnungshof 2005, S.7).

## 7 Schlussfolgerungen

### Grundsätzliche Erkenntnisse

Der vorgestellte, theoretische Ansatz ist vereinfacht und illustriert wichtige Elemente des Verwaltungshandelns sowie des individuellen Verhaltens. Es wurde versucht, auch Aspekte wie das Risikoverhalten der Landwirte, Informationsstand sowie soziale und moralische Werte zu berücksichtigen. Kenntnisse über die Standards und Akzeptanz sind wichtige Voraussetzungen für eine Einhaltung von Auflagen des Agrarumweltrechts. Dies hat z. B. eine empirische Untersuchung in Dänemark gezeigt (Winter & May 2001). Cohen (1998) sieht eine wichtige Voraussetzung für Einhaltung darin, dass Regeln durch die Adressaten als legitim und gerecht bewertet werden. Dies bedeutet, dass Kontrollen und Sanktionen möglichst angemessen, gezielt und proportional ausgestaltet werden sollten, um das System von Regeln und deren Durchsetzung nicht dem Vorwurf der Willkür auszusetzen. Akzeptanzprobleme schwächen letztlich die Grundlagen der Normsetzung und die Bereitschaft zur Einhaltung von Auflagen.

Auch Bültmann & Wätzold (2002) greifen die Bedeutung von Wert- und Moralvorstellungen auf und nennen als einen wichtigen Grund für Verstöße Informations-

defizite über die zu befolgenden Regeln. Die kollektive Bewertung von Regeln im Umweltbereich und die Lernprozesse bezüglich ihrer Begründungen und Inhalte betreffen die gesellschaftspolitische Dimension, die in der ökonomischen, spieltheoretischen Abbildung des Verhältnisses zwischen Verwaltung und einzelnen Individuen ausgeblendet wird. Die öffentliche Anerkennung ökologischer Leistungen zur Stärkung der damit verbundenen Wert- und Moralvorstellungen kann möglicherweise mehr Positives für die Einhaltung von Bewirtschaftungsauflagen bewirken als ein ausgeklügeltes, letztlich aber rein technokratisches Kontroll- und Sanktionssystem. Ebenso können drohende Reputationsverluste neben monetären Sanktionen eine wichtige Rolle spielen. Solchen „weichen“ Faktoren der Normeinhaltung sollte Beachtung geschenkt werden, wenn das agrarumweltpolitische Regelsystem optimiert werden soll.

Bezüglich des Kontroll- und Sanktionssystems ist eine zentrale Erkenntnis, die für alle in diesem Beitrag behandelten Anwendungsbereiche der Agrarumweltpolitik gilt, dass die *erwarteten* Kontroll- und Aufdeckungswahrscheinlichkeiten verhaltensbestimmend sind, und nicht die tatsächliche Kontroll- und Aufdeckungsrate. Die Verwaltung sollte daher Unsicherheit über Kontrollraten, Zeitpunkte und Auswahl der zu kontrollierenden Adressaten bestehen lassen. Seitens der Adressaten erwartete, höhere Kontrollraten sind eine vergleichsweise kostengünstige Lösung des Problems, wie bei gegebenen Verwaltungskapazitäten und unter Gerechtigkeits- und Akzeptanzgesichtspunkten sowie nicht unbegrenzt zu steigernden Sanktionshöhen die Einhaltung verbessert werden kann. Mit einer politischen Festlegung auf geringe Kontrollraten im Sinne des „Bürokratieabbaus“ sinken auch die *erwarteten* Kontrollraten, die kostengünstigen Möglichkeiten der Verhaltenssteuerung durch Unsicherheit bleiben damit ungenutzt. Während in einem optimierten Kontroll- und Sanktionssystem bezüglich der Kontrollraten, Zeitpunkte und der de facto geprüften Inhalte gegenüber den Adressaten Unsicherheit bestehen bleiben sollte, ist bezüglich der einzuhaltenden Standards vorbehaltlose Transparenz geboten. Ausreichend Informationen über die Standards sind Voraussetzung für die Einhaltung, und sogar die bei Kontrollen verwendeten Indikatoren sollten zur Selbstüberprüfung der Adressaten offen gelegt werden.

Eine weitere zentrale Erkenntnis ist die hohe Bedeutung der Aufdeckungswahrscheinlichkeit, die stark von der Feststellbarkeit und Überprüfbarkeit des Kontrollindikators sowie von der Zeitabhängigkeit der Feststellbarkeit abhängt. Dies gilt nicht nur für die Einhaltung handlungsorientiert vorgegebener Auflagen, sondern auch für ergebnisorientierte Ansätze. Während bei handlungsorientierten Maßnahmen die Auswahl der geeigneten und kontrollierbaren Auflagen im Mittelpunkt steht, geht es bei ergebnisorientierten Ansätzen um die Frage, ob der Ergebnisindikator die angestrebten Ziele und den Beitrag des landwirtschaftlichen Betriebs richtig abbildet und ob die Angaben zum Indikator überprüfbar und frei von Manipulationen sind.

Schließlich hängt die Wirksamkeit der Kontroll- und Sanktionssysteme davon ab, wie mit Hilfe von Risikoanalysen die „richtigen“ Adressaten geprüft werden können, also Individuen, die ein besonders hohes Risiko von Verstößen aufweisen. Die Kenntnisse über mit Verstößen in Zusammenhang stehenden Merkmalen und die Auswertung der Umstände und Hintergründe von Verstößen sind hierzu ebenso eine Voraussetzung wie die Verfügbarkeit entsprechender Datensätze für die risikoorientierte Auswahl zu kontrollierender Adressaten.

### **Schlussfolgerungen bezüglich des Ordnungsrechts**

Im Ordnungsrecht gilt es bei Optimierung und nach Ausschöpfung der „weichen“ Faktoren, die Sanktionen maximal zu erhöhen. Dabei sind allerdings Akzeptanz- und Gerechtigkeitsgesichtspunkte zu beachten. Nach OWiG müssen Sanktionen proportional zur Bedeutung der Nichteinhaltung und größer als der einzelbetriebliche Nutzen der Nichteinhaltung sein und die wirtschaftlichen Verhältnisse des Täters berücksichtigen. Sind Möglichkeiten der Sanktionshöhe ausgeschöpft, sollte die Kontrollintensität erhöht werden. In den modellhaften Analysen sind die oftmals hohen Kosten für Rechtsmittel und die zeitliche Verzögerung der Sanktion aufgrund von Widerspruchs- und Gerichtsverfahren nicht berücksichtigt, welche die Wirksamkeit und Unmittelbarkeit ordnungsrechtlicher Sanktionen einschränken und die Transaktionskosten erhöhen. Weiterentwicklungen des ordnungsrechtlichen Vollzugs bestehen in Anreizen für Eigenverantwortung und realitätsgetreue Aufzeichnungen (Audits) (vgl. Bültmann & Wätzold 2002). Einer Offenlegung von besonders schweren Verstößen als einer Möglichkeit, an der Reputation anzusetzen, stehen in Deutschland Bestimmungen des Datenschutzes entgegen.

### **Schlussfolgerungen bezüglich von Cross Compliance**

Im Falle von Cross Compliance besteht die zentrale Wirkung in einer Verstärkung des Bewusstseins der Landwirte für Bewirtschaftungsstandards, da die drohenden Direktzahlungskürzungen die Betriebe substanziell treffen können. Die Offenlegung der Höhe drohender Sanktionen und der relevanten Bestimmungen in Informationsbroschüren haben trotz der geringen Kontrollraten im Gegensatz zum ordnungsrechtlichen Vollzug mit Verwarnungs- und Bußgeldverfahren offenbar eine stärkere Durchsetzungswirkung. Dies wird z. B. an Kontrollergebnissen aus Dänemark deutlich, wo vergleichbare ordnungsrechtliche Kontrollen nach Einführung von Cross Compliance merklich geringere Verstoßraten ergeben haben (Nitsch 2006).

Andererseits besteht die Gefahr, dass das von der EU geforderte Cross-Compliance-System nur formal durch die Mitgliedstaaten erfüllt wird, aber mittels Definition und Auswahl der Prüfparameter sowie der Risikoanalyse wenig anspruchsvoll ausgestaltet wird. Standardsetzungen im Bereich des „guten Zustands“, die „niemandem weh tun sollen“, sind gleichzeitig ineffizient, weil sie nicht verhaltensregulierend wirken. Sie führen daher zu „bürokratischem Leerlauf“, der Geld

kostet, aber nichts bewirkt. Mit Blick auf den Aufbau paralleler Kontroll- und Sanktionssysteme für Cross Compliance neben dem ordnungsrechtlichen Vollzug ist Vorsicht geboten, damit es angesichts knapper Verwaltungsressourcen nicht zu unüberlegtem Abbau und inhaltlicher Simplifizierung der Fachrechtskontrollen kommt. Mit Hilfe des strukturierten Vorgehens bei Cross Compliance können jedoch auch Kenntnisse gewonnen werden, die wiederum der Optimierung im Ordnungsrecht zu gute kommen. Diese Chancen sollten für Lernschritte im Vollzug genutzt werden, zumal sich auch die Datenverfügbarkeit durch die mit Cross Compliance einhergehende Standardisierung potenziell verbessert. Kurz- und mittelfristig wird sich der Vollzug auf Cross Compliance als weitere Säule stützen können. Langfristig ist angesichts der unsicheren Zukunft der Direktzahlungen aber die Optimierung des fachrechtlichen Vollzugs des Ordnungsrechts die nachhaltigere Strategie (Nitsch & Osterburg 2004a).

### **Schlussfolgerungen bezüglich freiwilliger Agrarumweltmaßnahmen**

Bezüglich der Kontroll- und Sanktionsansätze bei Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen erscheint der Prämienabzug als vergleichsweise schwache Sanktion, insbesondere im Falle geringer Kontrollraten und Aufdeckungswahrscheinlichkeiten. Die Sanktionsmöglichkeiten sind allerdings aufgrund der negativen Wirkungen auf die Akzeptanz begrenzt. Eine Erhöhung der Kontrollrate, eine gezielte Prüfung auf Grundlage von Risikoanalysen und eine Erhöhung der Prämien als Anreiz für die Einhaltung können helfen, die Einhaltung zu gewährleisten. Letzter Punkt entspricht auch der Forderung, freiwillige Umweltleistungen angemessen zu honorieren, also durch Anreizinstrumente mit Einkommensbeitrag zu fördern, anstatt Zahlungen unter Sparsamkeit Gesichtspunkten auf eine möglichst knapp gehaltene Kostenkompensation zu beschränken (Hampicke 2006). Gerade bei Maßnahmen mit freiwilliger Teilnahme ist im Vollzug auf eine kooperative, partnerschaftliche Vorgehensweise zu achten. Dazu gehören transparente, klare Anforderungen und die Stärkung des Bewusstseins für die den Auflagen bzw. Ergebnisindikatoren zugrunde liegenden Ziele.

Da gemäß der ELER-Verordnung die Einhaltung von Cross Compliance-Standards zur Voraussetzung des Erhalts von Agrarumweltzahlungen gemacht werden und darüber hinaus zusätzliche Grundanforderungen betreffend die Anwendung von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln definiert und kontrolliert werden müssen, stellt sich die Frage nach den Grenzen der Auflagen- und Anforderungsdichte für freiwillige Maßnahmen. Die auf Cross Compliance („anderweitige Verpflichtungen“) bezogenen Kontrollen müssen gemäß Verordnung (EG) 1975/2006 mit Durchführungsbestimmungen zur ELER-Verordnung mit einer Rate von mindestens 1 % durchgeführt werden. Teilnehmer an verschiedenen Agrarumweltmaßnahmen, die in der Regel gleichzeitig auch Direktzahlungen aus der ersten Säule erhalten, müssen also mit einer Kumulierung des Kontrollrisikos rechnen. Da bei freiwilligen Maßnahmen vor allem extensivere Betriebe und Umweltbelangen gegenüber aufgeschlossene

Betriebsleiter teilnehmen, erscheint eine Erhöhung der Kontrollaktivitäten gerade innerhalb dieser Betriebsgruppe ineffizient und angesichts der Akzeptanzwirkungen kontraproduktiv (Nitsch & Osterburg 2004b).

### Schlussfolgerungen bezüglich der wissenschaftlichen Analyse

Abschließend sei aus wissenschaftlicher Sicht darauf verwiesen, dass empirischen Analysen als Grundlage für jede Optimierung des Vollzugs aufgrund von Informationsmangel Grenzen gesetzt sind. Zum Teil ist dies durch das strategische Verhalten der Adressaten begründet, zum anderen haben auch Verwaltungen nicht immer Interesse daran, Konzepte und Ergebnisse von Kontroll- und Sanktionsaktivitäten offen zu legen. Für eine umfassende Bewertung des Vollzugs und die Ableitung von Optimierungsmöglichkeiten fehlt meist der Zugang zu benötigten, aber vorhandenen Verwaltungsdaten. Als Hindernisse für empirische Analysen sind nicht zuletzt der Datenschutz und die meist sehr geringen Fallzahlen zu nennen. Verwiesen sei nochmals auf das Problem, Ergebnisse einer Kontrolle mit ausgefeilter Risikoanalyse für Schlussfolgerungen über die Grundgesamtheit aller Adressaten zu nutzen. Auf Seiten der Wissenschaft ist zu beobachten, dass im Gegensatz zur Beschäftigung mit freiwilligen umweltorientierten Maßnahmen im Agrarsektor der ordnungsrechtliche Vollzug deutlich weniger Beachtung findet. Auch wenn das Themenfeld „Verstöße, Kontrollen und Sanktionen“ negative Assoziationen verursacht, sind Kontroll- und Sanktionssysteme doch als notwendiges Übel anzusehen, das eine nähere Betrachtung lohnt. Der Autor hofft, dem Leser einen gewissen Einblick in die dabei wichtigen Aspekte gegeben zu haben.

## Literatur

- Bültmann, A. & Wätzold F. (2002) *Der Vollzug von Umweltrecht in Deutschland. Ökonomische Analysen und Fallstudien*. Marburg: Metropolis-Verlag.
- Cohen, M.A. (1998) Monitoring and Enforcement of Environmental Policy [online] ([www.vanderbilt.edu/vcems/papers/enforcement.pdf](http://www.vanderbilt.edu/vcems/papers/enforcement.pdf)).
- Europäischer Rechnungshof (2005): *Sonderbericht Nr. 3/2005 zur Entwicklung des ländlichen Raums: Überprüfung der Agrarumweltausgaben*.
- Güthler, W., Kretzschmar, C. & Pasch, D. (2003) *Vertragsnaturschutz in Deutschland: Verwaltungs- und Kontrollprobleme sowie mögliche Lösungsansätze*. BfN-Skripten 86, Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Hampicke, U. (2006) Jeder Markt honoriert nicht den Aufwand, sondern das Ergebnis. Hampicke, U. et al. (Hrsg.): *Anreiz. Ökonomie der Honorierung ökologischer Leistungen*. BfN-Skripten 179, S. 159-172.
- Hanf, C.-H. (1993) *Ökonomische Überlegungen zur Ausgestaltung von Verordnungen und Verträgen mit Produktionsauflagen zum Umwelt- und Naturschutz*. *Agrarwirtschaft* 42 (3), S. 138-147.

- Latacz-Lohmann, U. & Buckwell, A.E. (1998) Einige ökonomische Überlegungen zu „Cross Compliance“. *Agrarwirtschaft* 47 (11), S. 429-431.
- Lippert, C. (2002) Zur Ökonomik der Kontrollmaßnahmen bei Lebensmitteln und Futtermitteln. *Agrarwirtschaft* 51 (3), S. 142-155.
- Nitsch H. (2006) Administrative arrangements for cross compliance. A research paper of the Cross Compliance Network [online] ([www.ieep.eu/projectMiniSites/crosscompliancencetworkproj/reports.php](http://www.ieep.eu/projectMiniSites/crosscompliancencetworkproj/reports.php)).
- Nitsch, H. & Osterburg, B. (2004a) Cross Compliance als Instrument der Agrarumweltpolitik. *Landbauforschung Völkenrode* 54 (3), S. 171-185.
- Nitsch, H. & Osterburg, B. (2004b) Umweltstandards in der Landwirtschaft und ihre Verknüpfung mit agrarpolitischen Förderinstrumenten. *Landbauforschung Völkenrode* 54 (2), S. 113-125.
- Nitsch, H. & Osterburg, B. (2005) Cross Compliance (CC) in der EU und Ökologischer Leistungsnachweis (ÖLN) in der Schweiz – eine vergleichende Analyse. Endbericht für ein Forschungsvorhaben im Auftrag der Schweizerischen Eidgenossenschaft, handelnd durch das *Bundesamt für Landwirtschaft (BLW)*, Bern, Schweiz.
- Nitsch, H. & Osterburg, B. (2007) Efficiency of cross compliance controls – public administrative costs and targeting. A research paper of the Cross Compliance Network [online] ([www.ieep.eu/projectMiniSites/crosscompliancencetworkproj/reports.php](http://www.ieep.eu/projectMiniSites/crosscompliancencetworkproj/reports.php)).
- Osterburg, B. (2006) Ansätze zur Verbesserung der Wirksamkeit von Agrarumweltmaßnahmen. Hampicke, U. et al. (Hrsg.): Anreiz. Ökonomie der Honorierung ökologischer Leistungen. *BfN-Skripten* 179, S. 19-29.
- Osterburg, B. & Plankl, R. (2002) Agrarumweltprogramme im Rahmen der EG-Agrarpolitik und ihre Umsetzung in Deutschland. *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften*: 8. Lfg. Landsberg: Ecomed, pp 12.
- Rapp, N. (1998) Optimale Gestaltung von Naturschutzverträgen. Umsetzung der Verordnung (EWG) 2078/92 durch die Grünlandverträge Schleswig-Holsteins. *Dissertation*, Aachen: Shaker.
- Weiler, K. (2005) Förderung von Landschaftselementen. *Vortrag beim Expertenseminar „Agrarreform für Naturschützer“*, 17. Februar 2005 in Bonn.
- Winter, S. & May, P.J. (2001) Motivation for Compliance with Environmental Regulations. *Journal of Policy Analysis and Management* 20, No.4, S. 675-698.

# Controlling als Instrument für eine effizientere und effektivere Mittelvergabe bei Naturschutzprogrammen

Marianne Penker

## 1 Einleitung

Gerade in Zeiten von Budgetknappheit, Personalabbau und Umstrukturierung in der öffentlichen Verwaltung gewinnen Fragen der Effizienz und Effektivität für den Naturschutz zusätzlich an Bedeutung. Einerseits sollen knappe Ressourcen für den Naturschutz bestmöglich genutzt werden. Andererseits sind Knappheiten und limitierende Faktoren für die erfolgreiche Leistungserbringung nachvollziehbar und nachdrücklich zu kommunizieren. Beide Anforderungen können Instrumente und Verfahren des Controllings unterstützen. Dieser Beitrag möchte am Beispiel des öffentlichen Vertragsnaturschutzes in Österreich aufzeigen, wie Controlling konkret einer ökonomisch effizienten und ökologisch effektiven Naturschutzarbeit dienen kann.

In den 80er Jahren begannen in Österreich verschiedene Landesnaturschutzbehörden Landschaftspflegeprogramme zu formulieren und Verträge mit individuellen BewirtschafterInnen abzuschließen. Zahlungen kamen entweder aus den regulären Naturschutzbudgets der Länder oder aus Fonds, die in derselben Periode von mehreren Landesregierungen eingerichtet wurden und sich vor allem aus einer Landschaftsabgabe finanzierten (z.B. auf Schotterabbau, Deponien, touristische Infrastruktur und andere Landschaftseingriffe). Mit dem EU-Beitritt Österreichs 1995 fanden die länderspezifischen Vertragsnaturschutzprogramme durch einige Agrarumweltmaßnahmen finanzstarke Ergänzung. Während das EU-kofinanzierte Agrarumweltprogramm ÖPUL grundsätzlich bundesweit vom Landwirtschaftsministerium implementiert wird, sind die Landesnaturschutzbehörden bei einzelnen, auf den Natur- und Landschaftsschutz ausgerichteten Maßnahmen eingebunden (insbesondere Maßnahmenplanung und -evaluierung, Ausweisung von Projektgebieten, Ausstellung von Projektbestätigungen, die für erfolgreiche Anträge nötig sind).

Obwohl der Vertragsnaturschutz verstärkt an Bedeutung gewonnen hat und damit einhergehend der Finanzmittelaufwand gestiegen ist, finden Erfolgskontrollen nur spärlich Eingang in den Verwaltungsalltag (vgl. Splett 2000, 10; Marti & Stutz 1993, 12). Und diese fokussieren dann meist auf die Teilnahmebereitschaft der BewirtschafterInnen, die transferierten Prämienzahlungen oder das Ausmaß vertraglich geschützter Flächen (vgl.

z.B. Hanley et al. 1998; Falconer 2000; Wilson et al. 1999; Wilson 1997). Zahlreiche Studien haben sich auch mit den ökologischen Wirkungen von Naturschutzverträgen und Agrarumweltmaßnahmen auseinandergesetzt (für einen Überblick siehe etwa Kleijn & Sutherland 2003). Bisher kaum erforscht wurden hingegen die verwaltungsinternen Prozesse, die die Teilnahmebereitschaft, das vertragskonforme Verhalten und letztlich auch die naturschutzrelevanten Wirkungen mitgestalten (Moxey et al. 1998). Die Vermutung liegt nahe, dass die Programmverantwortlichen in der Verwaltung durch ihre Leistungen und Entscheidungen maßgeblich den Erfolg des Vertragsnaturschutzes steuern können (z.B. durch Entscheidungen zwischen verschiedenen Anträgen, durch die Quantität und Qualität von Motivations- und Informationsmaßnahmen, von Beratungsgesprächen, Vertragsverhandlungen, Kontrollen, etc.).

Das Verwaltungsgeschehen steht im Zentrum dieses Beitrags, der auf den Verwaltungsalltag abgestimmte Hilfestellungen für eine effiziente und effektive Planung und Umsetzung von Vertragsnaturschutzmaßnahmen vorstellt. Die Forschungsarbeit, die den folgenden Ausführungen zugrunde liegt, erfolgte in den Jahren 1997 bis 2001 in enger Kooperation mit den neun österreichischen Landes-Naturschutzbehörden.

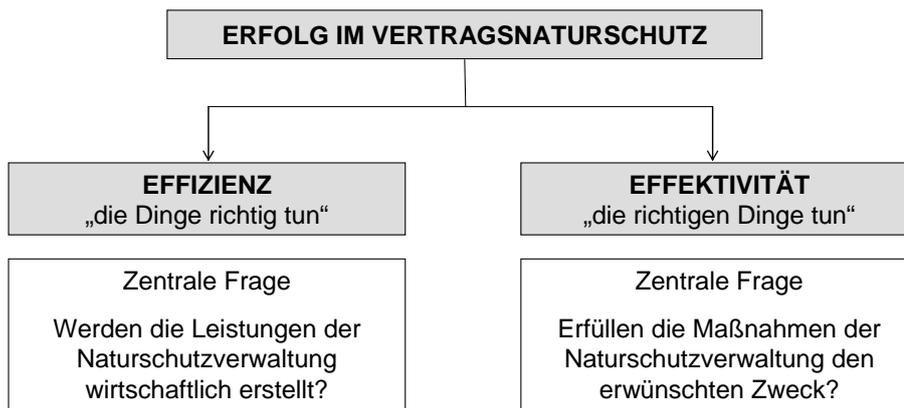
Das folgende Kapitel diskutiert zunächst, wodurch sich ein effizienter und effektiver Vertragsnaturschutz auszeichnet. Sodann werden ein idealtypisches Vertragsnaturschutzcontrolling skizziert und folgende ausgewählte Controlling-Instrumente vorgestellt:

- eine für den Vertragsnaturschutz adaptierte Kosten-Leistungsrechnung,
- Kennzahlen zur Leistungsplanung und Kostenbeobachtung und
- Gütekriterien zur Beurteilung der Effizienz und Effektivität der Aufgabenerfüllung.

Im letzten Abschnitt sollen auch die Kommentare zweier österreichischer Verwaltungsexperten einfließen, die am Ende des Forschungsprojektes zur Umsetzbarkeit der Controlling-Instrumente im Verwaltungsalltag befragt wurden.

## **2 Effizienz und Effektivität im Vertragsnaturschutz**

Für die Implementierung des öffentlichen Vertragsnaturschutzes sind in Österreich die Naturschutzbehörden der neun Bundesländer zuständig, die – wie die gesamte öffentliche Verwaltung in Österreich – den Grundsätzen der Wirtschaftlichkeit (Effizienz) und der Zweckmäßigkeit (Effektivität) unterliegen (vgl. Bundesverfassungsgesetz, Art 127, Abs 1). Der Erfolg des Vertragsnaturschutzes ist von beiden Parametern abhängig (Abb. 1).



**Abbildung 1** Erfolg im Vertragsnaturschutz (vgl. Penker et al. 2004, 44).

Der Begriff Effizienz wird als möglichst günstige Relation zwischen Ressourceneinsatz (personell und finanziell) und erbrachten Leistungen (z. B. Anzahl der abgeschlossenen Verträge, Anzahl der begutachteten Feldstücke) verstanden (vgl. Promberger 1995, 18). Der Effizienzbegriff findet seine Präzisierung in der Wirtschaftlichkeit, indem Ressourcen mit Preisen bewertet und als Kosten ausgedrückt werden (Leistung / Kosten = Wirtschaftlichkeit) (vgl. Nau & Wallner 1999, 37). Um effizient (wirtschaftlich) zu arbeiten, sollte die Behörde Leistungen so kostengünstig wie möglich produzieren (vgl. Promberger 1995, 18).

Die Effektivität bezieht sich auf die Zweckmäßigkeit, sie gibt an, inwieweit die von der Naturschutzverwaltung vorgegebenen Maßnahmen die beabsichtigten Effekte in der Natur hervorgerufen haben (vgl. Promberger 1995, 161). Für den Vertragsnaturschutz bedeutet Effektivität, dass von der Behörde die bestmöglichen bzw. „richtigen“ Maßnahmen und Schritte (vgl. Bundeskanzleramt 1996, 11; Promberger 1995, 18) für die Verbesserung bzw. Bewahrung der Naturschutzwerte auf Vertragsflächen gesetzt werden sollen.

Abbildung 1 zeigt die beiden Dimensionen eines Vertragsnaturschutz-Controllings auf:

- Das operative Controlling fokussiert auf eine effiziente Verwendung finanzieller, personeller und sonstiger Ressourcen.
- Das strategische Controlling beschäftigt sich mit Fragen der effektiven Maßnahmenplanung und -umsetzung.

Als erste, direkte Ergebnisse der Vertragsnaturschutz-Implementierung sind zunächst die zum Programm-Output zählenden Verwaltungsleistungen auszumachen (vgl. Tab. 1). Von MitarbeiterInnen der Naturschutzbehörde abgehaltene Informationsveranstaltungen oder die von ihnen durchgeführten Kontrollen und Flächenbegutachtungen lassen sich als externe Verwaltungsleistungen bezeichnen. Die Naturschutzbehörden

lagern bestimmte Verwaltungsleistungen in Form von Werkverträgen an private Planungsbüros oder selbständige Ökologen aus (ausgelagerte Verwaltungsleistungen).

**Tabelle 1** Differenzierung der Programmergebnisse in Output and Outcome (vgl. Penker 2001, 107).

<b>Programmergebnisse</b>	<b>Beispiel</b>
<b>Programm-Output</b> Ergebnisse externer Verwaltungsleistungen	Kontrollen, Vertragsabschlüsse, Evaluierungsmaßnahmen, Flächenbegutachtungen
Ergebnisse interner Verwaltungsleistungen	Buchhaltung, Datenverwaltung
Ergebnisse ausgelagerter Verwaltungsleistungen	von privaten Büros oder selbständigen ÖkologInnen durchgeführte Flächenbegutachtungen, Kontrollen, Evaluierungsmaßnahmen
Ergebnisse ausgelagerter Naturschutzleistungen	von GrundeigentümerInnen oder BewirtschafterInnen durchgeführte Pflege-, Entwicklungs-, Gestaltungseingriffe
<b>Programm-Outcome</b> biotopbezogene ökologische Ergebnisse	in m <sup>2</sup> , Laufmeter, Stück gemessener neu angelegter, gepflegter oder entwickelter Lebensraum, Verbesserung des Biotopverbundes
nicht biotopbezogene ökologische Ergebnisse	neu angesiedelte Arten, Änderung von Populationsgrößen, Änderung des Mikroklimas, Offenhalten der Landschaft
sozio-ökonomische Ergebnisse	Steigerung des Naturschutz-Bewusstseins, Förderung landwirtschaftlicher Betriebe in Ungunstlagen
nicht intendierte Ergebnisse	Verunkrautung angrenzender Kulturen; überschüssiges, nicht verwertbares Mähgut

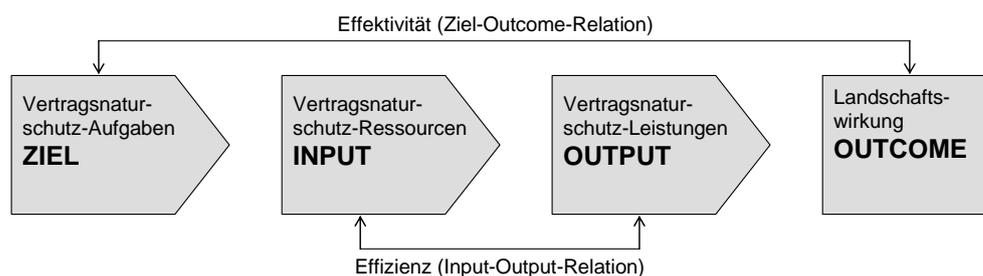
Damit verwaltungsfremde Personen sowie auch Organe der Naturschutzverwaltung ihre Kontroll- oder Begutachtungsleistungen erbringen können, müssen sie mitunter auf so genannte interne Verwaltungsleistungen zurückgreifen, die Außenstehende in der Regel nicht registrieren (z.B. Datenverwaltung, Buchhaltung). Charakteristisch für den Vertragsnaturschutz sind die von GrundeigentümerInnen bzw. nutzungsberechtigten BewirtschafterInnen entgeltlich erbrachten Leistungen. Diese Pflege-, Entwicklungs- und Gestaltungsleistungen lassen sich als ausgelagerte Naturschutzleistungen bezeichnen (im Gegensatz zu Naturschutzleistungen, die Organe der öffentlichen Hand erbringen).

Die Vertragsnaturschutzleistungen sind als Programm-Output zwar Ergebnis des Implementierungsprozesses, stellen jedoch lediglich das Mittel zur Erreichung der eigentlichen Vertragsnaturschutzziele dar. Der Programm-Outcome bezeichnet die faktischen Programm-Ergebnisse in der Landschaft (vgl. Tab. 1). Die weiteren Ausführungen

vernachlässigen aus forschungspragmatischen Gründen nicht-intendierte sowie nicht-biotopbezogene Outcomes und fokussieren auf die beabsichtigten biotop-bezogenen Programmergebnisse (die Pflege oder qualitative Aufwertung bestehender Biotope, die Anlage neuer Landschaftselemente). Die Implementierung eines Vertragsnaturschutz-Programms mit seinen spezifischen Verwaltungs- und Naturschutzleistungen könnte etwa folgende Outcomes hervorbringen:

- in ha gemessene, vertraglich gepflegte oder entwickelte Fläche an Kalkmagerrasen, Feucht- oder Streuobstwiesen;
- in Laufmeter angegebene, vertraglich gepflegte, entwickelte oder neu angelegte Windschutzhecken, Lesesteinmauern, Baumreihen oder Ackerwildkrautstreifen;
- in Stück gezählte, vertraglich gepflegte oder neu bereitgestellte Tümpel, hochstämmige Obstbäume oder Kopfweiden.

Zusammenfassend lässt sich für diesen Beitrag festhalten, dass Effektivität (als Relation von Zielen und tatsächlichen Programmergebnissen in der Landschaft) und Effizienz (als Relation von eingesetzten Ressourcen zur Qualität und Quantität der erbrachten Verwaltungs- und Naturschutzleistungen) die zentralen Steuerungsgrößen für einen erfolgreichen Vertragsnaturschutz sind (siehe Abb. 2).

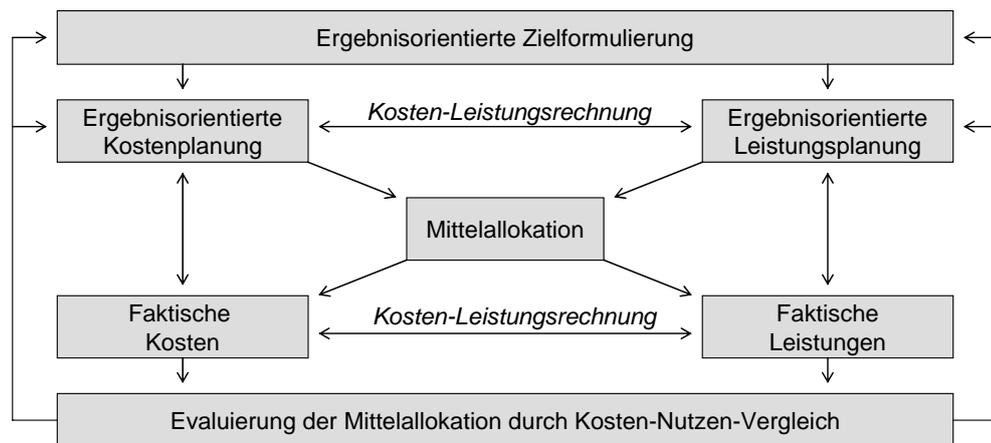


**Abbildung 2** Steuerungsgrößen für einen erfolgreichen Vertragsnaturschutz (eigene Darstellung in Anlehnung an Hill & Klages 1999,153).

### 3 Ansätze eines idealtypischen Vertragsnaturschutz-Controllings

Bewährte Prozesse des Verwaltungscontrollings wurden für den Vertragsnaturschutz adaptiert und sind in Abb. 3 als idealtypisches Vertragsnaturschutz-Controlling dargestellt. Eine ergebnisorientierte Zielformulierung beschreibt die intendierten Programm-Outcomes (etwa x ha gepflegte Streuobstwiesen, x Laufmeter neu angelegte Hecken, x ha wiedervernässte Feuchtwiesen). Die Leistungsplanung setzt sich mit den zur Realisierung der Programmziele bestgeeigneten Handlungsalternativen auseinander: Soll mehr in Informations- und Beratungsleistungen investiert werden oder bedarf es vermehrter Pflege-, Entwicklungs- und Gestaltungseingriffe? Sie bestimmt im Detail die

Qualität und Quantität jener Verwaltungs- und Naturschutzleistungen, die für die Bereitstellung der in den Zielvorgaben festgelegten Outcomes nötig sind. Mit der Festsetzung eines detaillierten Leistungskatalogs und der Aufgabenteilung zwischen Verwaltungsorganen, privaten Planungs- und Ökologiebüros sowie EigentümerInnen bzw. BewirtschafterInnen lassen sich die Kosten jener Leistungsbündel schätzen, die für die Realisierung bestimmter Outcomes nötig sind. Bei Kosten-Nutzen-Abwägungen unterschiedlicher Verwaltungs- und Naturschutzleistungen hilft die Kosten-Leistungsrechnung.



**Abbildung 3** Idealtypisches Vertragsnaturschutz-Controlling (vgl. Penker 2001, 112).

Die Evaluierung der Mittelallokation dient dazu, die tatsächlichen Kosten und die Zielerreichung, d.h. den faktischen Nutzen für den Naturschutz zu beobachten und miteinander zu vergleichen. Aufgrund der Evaluierungsergebnisse können Adaptionen in der Leistungs- und Kostenplanung nötig werden. Sollte sich zeigen, dass manche Ziele gar nicht oder nicht im dafür vorgesehenen Zeitrahmen realisierbar sind, wäre allenfalls eine Revision oder Reformulierung der Programmziele ins Auge zu fassen.

Die Ergebnisorientierung des idealtypischen Vertragsnaturschutz-Controllings entspricht nicht unbedingt der in Österreich vorherrschenden Handhabung des behördlichen Vertragsnaturschutzes. Die Praxis ist vor allem verfahrensorientiert: Richtlinien beschreiben detailliert, welche Eingriffe in welcher Qualität und Quantität zu setzen sind, schweigen jedoch oft über den anzustrebenden Landschaftszustand, über die mit den Eingriffen zu erhaltenden, zu verbessernden und neu zu entwickelnden Lebensräume und deren Qualitätsmerkmale. In der herrschenden Praxis wird oft schon allein der Input („so und so viel Millionen für den Naturschutz“) als politischer Erfolg gefeiert. Informationen darüber, welche Outputs und Outcomes den Bürgern für ihr Steuergeld bereitgestellt werden, gäben weit mehr Einblick in das, was die Naturschutzverwaltung

tut und hervorbringt. Die konsequente Weiterentwicklung dieses Ansatzes wäre eine ergebnisorientierte Honorierung der BewirtschafterInnen, die allerdings nicht Gegenstand dieses Beitrags ist.

### **3.1 Kosten-Leistungsrechnung**

Herzstück des Vertragsnaturschutz-Controllings ist eine Kosten-Leistungsrechnung, die dem in Geldeinheiten bewerteten Programm-Input (personelle, zeitliche, finanzielle Ressourcen, Sachleistungen) den Programm-Output (die einzelnen Verwaltungs- und Naturschutzleistungen) gegenüberstellt und Zusammenhänge zwischen Quantität und Qualität der Leistungen und den damit verbundenen Kosten transparent macht. Die Kosten-Leistungsrechnung verfolgt schrittweise den Prozess der Kostenentstehung und ermöglicht eine rechnerische Aufgliederung des Kostengefüges

- nach Kostenarten (Welche Kosten fallen an?),
- nach Kostenstellen (Wo fallen welche Kosten an?) und
- nach Kostenträgern (Wofür fallen Kosten an?) (vgl. Nau und Wallner 1999, 100ff; Promberger 1995, 211ff; Jung 1994, 1067; Schierenbeck 1993, 613).

Für den Vertragsnaturschutz bietet sich bei der Unterscheidung von Kostenarten eine Differenzierung zwischen Personal-, Sachmittel-, Raum-, Verwaltungsgemeinkosten und Fremdleistungskosten sowie Kosten für die an die BewirtschafterInnen ausbezahlten Leistungsentgelte an (vgl. Tab. 2).

**Tabelle 2** Beispiele für Kostenarten, Kostenstellen und Kostenträger im Vertragsnaturschutz (vgl. Penker et al. 2004, 47).

Kostenarten	Kostenstellen	Kostenträger
Personalkosten*	Laufmeter gepflanzter	LandbewirtschafterIn:
Sachkosten**	Hecken;	– Pflege- oder Gestaltungsleistung
Raumkosten***	Hektar gepflegter	– Nutzenentgang
Verwaltungsgemeinkosten****	Streuobstwiese, Feuchtwiese, Magerstandort;	MitarbeiterIn der Naturschutzabteilung:
Fremdleistungskosten	Stück erhaltener Einzel-	– Vertragsabschlüsse
Kosten für	bäume, Tümpelanlagen	– Kontrollen
Abgeltungszahlungen		– Beratung
		SubauftragnehmerIn (ÖkologIn, Planungsbüro):
		– Erstbegutachtung der Feldstücke
		– Monitoring

\* Die Personalkosten errechnen sich aus dem geschätzten Zeitaufwand je Bedienstetengruppe und den durchschnittlichen Personalkosten (inkl. kalkulatorischer Versorgungs- und Abfertigungszüge, vgl. Bundeskanzleramt 1992).

\*\* Die Sachkosten werden pauschal mit 12 % der Personalkosten geschätzt (vgl. Bundeskanzleramt 1992).

\*\*\* Raumkosten: Pro Arbeitsplatz werden 14 m<sup>2</sup> Bürofläche zu ortsüblichen Mieten verrechnet (vgl. Bundeskanzleramt 1992).

\*\*\*\* Die Verwaltungsgemeinkosten werden pauschal mit 20 % der Personalkosten bewertet (vgl. Bundeskanzleramt 1992).

Kostenstellen wären die verschiedenen Vertragsnaturschutz-Outcomes (gepflegte Feucht- oder Streuobstwiesen, Heckenpflanzungen, unter ökologischen Gesichtspunkten brachgelegtes Ackerland, etc.), die sich durch spezielle Zielsetzungen und unterschiedliche Leistungsbündel voneinander abgrenzen (vgl. Tab. 2). Die Kostenträger entsprechen den kostenbegründenden Aktivitäten und Leistungen, die von BewirtschafterInnen, von MitarbeiterInnen der Naturschutzbehörde sowie als ausgelagerte Leistungen von Planungsbüros oder selbständigen ÖkologInnen erbracht werden (vgl. Tab. 2).

Wie sich die Kosten generell nach Kostenarten gruppiert den Kostenstellen und Kostenträgern mit Hilfe eines Abrechnungsbogens formularmäßig zuordnen lassen, zeigt der in Tab. 3 dargestellte Abrechnungsraster (vgl. Jung 1994, 1095; Schierenbeck 1993, 628).

**Tabelle 3** Beispiel eines Abrechnungsbogens für Ackerbrachen  
(vgl. Penker et al. 2004, 48).

Abrechnung 2000 für die Kostenstelle: <b>gepflegte Ackerbrache</b>		Gesamtfläche: 60 ha Gesamtkosten: 35.412 €					Summe [in €]
Kostenart Kostenträger	Personal- kosten	Sach- kosten	Raum kosten	Gemein- kosten	Fremd- leistungen	Natur- schutz- leistungen	
Pflegeleistung						8.721	8.721
Nutzenentgang						23.982	23.982
Erstbegutachtung	87	11	5	17	1.308		1.428
Vertragsabschlüsse	436	52	25	87			600
Kontrollen	363	44	21	73			501
Beratungsgespräche	131	16	7	26			180
Summe	1.017	123	58	203	1.308	32.703	35.412
<b>Spezifische ha-Kosten (Gesamtkosten/Gesamtfläche):</b>							<b>590,2 €</b>

Von zentraler Bedeutung sind die Zahlungen an die BewirtschafterInnen, an Planungsbüros und externe ÖkologInnen sowie der zeitliche Aufwand für die einzelnen von der Behörde selbst erbrachten Verwaltungsleistungen. Aus letzterem lassen sich die verwaltungsinternen Personal-, Sach-, Raum- und Gemeinkosten einfach abschätzen.

Solche in der österreichischen Naturschutzverwaltungspraxis zurzeit noch nicht gebräuchlichen Abrechnungsraster könnten Auskunft über die Kostenstruktur der einzelnen Verträge bzw. Maßnahmen geben (z. B. Verhältnis von Personal- und Fremdleistungskosten für die Bewirtschaftung von Brachen) und Auswertungen über ha-Kosten (z. B. Kosten pro ha gepflegter Feuchtwiese), Laufmeterkosten (z. B. Kosten pro Laufmeter neu angelegter Hecke) oder Stückkosten (z. B. Kosten einer Tümpelanlage) ermöglichen. In regelmäßigen Zeitabständen erstellte Abrechnungsraster lassen zudem Aussagen über die Kostendynamik und über Verschiebungen in den Relationen verschiedener Kosten zueinander zu. Die Kosten-Leistungsrechnung könnte schließlich den Naturschutzabteilungen wertvolle Informationen über besonders kostenintensive Leistungen und Umschichtungsmöglichkeiten auf effektivere Maßnahmen bei gleichem Mitteleinsatz liefern.

### 3.2 Kennzahlen zur Leistungsplanung und Kostenstruktur

Eine einfache, zugleich aber auch sehr effektive Unterstützung bei der strategischen Planung, aber auch zur Beobachtung von Kostenstrukturen, können Kennzahlen bieten. Aufgrund ihrer steuernden Funktion bei Allokationsentscheidungen kommt ihrer Auswahl und Interpretation große Bedeutung zu. Die Kennzahlendefinition sowie die jeweiligen Methoden der Kennzahlenberechnung und Kennzahleninterpretation wären von der Programmleitung in Abstimmung auf die übergeordneten Ziele, die jeweils verfügbaren Daten bzw. auf zu erwartende Kosten für die Datenbereitstellung festzulegen.

Tab. 4 listet demnach lediglich exemplarische Vorschläge für Kennzahlen auf, welche eine kostenorientierte Leistungsplanung im Vertragsnaturschutz unterstützen könnten.

**Tabelle 4** Kennzahlen zur Leistungsplanung (vgl. Penker. 2001, 130).

Kennzahlen zur Leistungsplanung	Beispiele
Anzahl der Anträge/ FördererIn	Konzentration auf wenige TeilnehmerInnen mit vielen Anträgen*
Anzahl der Anträge/ Bezirksbauernkammer (BBK)	lokale Konzentration auf einige BBK**
Anzahl der Vertragsabschlüsse/ Jahr	Intensivierung der PR-Tätigkeit, Informationsveranstaltungen
Anzahl der Vertragsverlängerungen***/ Jahr	
Spezielle Flächen/ Gesamtvertragsflächen	Feuchtwiesenanteil, Ackerbrachenanteil

\* spart Transaktionskosten (Aufwand für Information, Motivation, zeitaufwändige Verhandlungen)

\*\* oft spielen Einzelpersonen, die nicht der Naturschutzbehörde angehören, eine wichtige Rolle als Motivator/ Demotivator, so dass in manchen Gegenden sehr hohe Teilnahmebereitschaft besteht, in anderen nahezu keine

\*\*\* zur Sicherung bereits erreichter Verbesserungen

Eine kontinuierliche Kostenbeobachtung lässt sich durch periodisch errechnete Schlüsselkennzahlen zur Kostenstruktur unterstützen, die ein rasches Reagieren auf Ineffizienzen und Knappheiten erlauben sollen (vgl. Tab. 5).

**Tabelle 5** Kennzahlen zur Kostenstruktur (modifiziert nach Penker et al. 2004, 49).

Kennzahlen zur Kostenstruktur	
Kosten je Vertragsnaturschutz-Outcome	z. B. Kosten/ha Brache, Kosten/Laufmeter Hecke, Kosten/Stück neu angelegtem Tümpel
Kosten für Leistungsentgelte je Vertragsnaturschutzleistung	z. B. Feuchtwiesenprämie, Ackerbrachenprämie
Kosten einer Vertragsnaturschutzleistung / Gesamtkosten	z. B. Kosten für die Neuanlage von Hecken/ Gesamtkosten
Administrationskosten	Summe aller Aufwendungen für Verwaltungsleistungen: Kontrollen, Planung, Begutachtung, Informationsveranstaltungen inkl. Aufträge an Subunternehmer wie Planungsbüros oder Ökologen
Kontrollkosten-Intensität	Kontrollkosten/ Administrationskosten
Administrationskosten-Intensität	Administrationskosten/ Gesamtkosten
Personalkosten-Intensität	Personalkosten/ Gesamtkosten
Fremdleistungskosten-Intensität	Aufwendungen für SubunternehmerInnen/ Gesamtkosten*

\*Sind Budgets für die Auslagerung bestimmter Aufgaben an private Büros bereits ausgereizt? Limitiert eine bestehende Deckelung dieser Budgets die Ausnutzung anderer Budgets (z.B. EU-Mittel)?

### **3.3 Beurteilung der Aufgabenerfüllung anhand von Gütekriterien und Leistungsniveaus**

Die Effizienz des Geldmitteleinsatzes kann nur in Zusammenhang mit der ökologischen bzw. naturschutzpolitischen Effektivität der Maßnahmen betrachtet werden (vgl. Borggräfe und Kölsch 1997, 43). Erfolgsbeobachtung im Naturschutz umfasst daher nicht nur eine Überprüfung der administrativen Abwicklung, sondern auch eine Bewertung von biotischen und landschaftsökologischen Entwicklungen in der Natur (vgl. Wey et al. 1994, 300). Der Grad der Aufgabenerfüllung könnte sich sowohl auf der Output- als auch auf der Outcome-Ebene mit zuvor festgelegten Gütekriterien (Quantität, Qualität, Realisierungsdauer, Pünktlichkeit) beschreiben lassen. Die Output-Evaluation bewertet die faktisch erbrachten Verwaltungsleistungen (Informationsveranstaltungen, Begutachtungsverfahren, Vertragsabschlüsse, Kontroll- und Monitoringmaßnahmen oder Beratungsleistungen) bezüglich ihrer Qualität und Quantität und vergleicht diese mit einschlägigen Vorgaben aus der Leistungsplanung. Die Outcome-Evaluierung konzentriert sich auf die programminduzierten Veränderungen in der Landschaft und versucht, den Realisierungsgrad der ökologischen Programmziele zu ermitteln. Insbesondere sind etwaige im Prozess der Zielformulierung festgelegte Mindeststandards für die Quantität und Qualität der Programm-Outcomes hinsichtlich ihrer Realisierung zu beurteilen.

Ähnlich wie bei den Kennzahlen, hätten selbstverständlich die jeweiligen Behörden selbst in enger Kooperation mit den involvierten MitarbeiterInnen jene Kriterien zu formulieren, anhand deren der Erfolg ihrer Arbeit zu beurteilen wäre. Tabelle 6 listet demnach lediglich exemplarische Gütekriterien auf.

**Tabelle 6** Qualitative Beurteilung der Aufgabenerfüllung anhand zuvor definierter Gütekriterien und nominal skaliertes Leistungsniveaus.

Vorgaben aus Zielformulierung und Leistungsplanung		Qualitative Beurteilung der Aufgabenerfüllung				
		LN 5	LN 4	LN 3	LN 2	LN 1
Output	jeder 10. Vertrag ist zu kontrollieren	Kontroll-dichte 10 %		Zielwert gering- fügig unter- /über- schritten		Zielwert stark unter-/ über- schritten
	mind. 60 % der auslaufenden Verträge sollen verlängert werden	≥60 %	50-60 %	40-50 %	30-40 %	<30 %
	Verbesserung des Gesprächsklimas zw. Naturschutzbehörde und LWK*	Erkennbar verbessert		gleich geblieben		Erkennbar verschlechtert
	in jedem Bezirk mehr als 2 Informationsveranstaltungen	mehr als 2 Veranstaltungen		2 Veranstaltungen		weniger als 2 Veranstaltungen
Outcome	mind. 30 ha Feuchtfläche unter Vertrag nehmen	≥30 ha	25-30 ha	20-25 ha	15-20 ha	<15 ha
	signifikante Verdichtung von Vernetzungsstrukturen	weit mehr als die Normalleistung	mehr als die Normalleistung	Normalleistung	weniger als die Normalleistung	weit weniger als die Normalleistung
	mind. 40 % der Vertragsflächen sollen in Natura 2000, in Natur- oder Landschaftsschutzgebieten liegen	≥40 % in Schutzgebieten	30 - 40 % in Schutzgebieten	20 - 30 % in Schutzgebieten	10 - 20 % in Schutzgebieten	<10 % in Schutzgebieten
	Verhältnis Pflegeprämien zu Entwicklungs- und Gestaltungsprämien soll zwischen 15:1 und 11:1 liegen	Zielwert erreicht		Zielwert geringfügig unter- /über- schritten		Zielwert stark unter-/ über- schritten

\*LWK ... Landwirtschaftskammer

Die Erreichung von Zielen und Vorgaben aus der Leistungsplanung lässt sich relativ einfach anhand nominal skaliertes Leistungsniveaus beurteilen, wodurch auch der Erfüllungsgrad unterschiedlichster Aufgaben miteinander vergleichbar wird. Für eine qualitative Ergebnisbeurteilung würde es bei einer Skala mit fünf Leistungsniveaus genügen,

die Ausprägungen der Gütekriterien zumindest für die Leistungsniveaus 4 und 2 zu definieren (Promberger 1995, 173f). Zu beachten ist, dass eine nominale Skalierung dem Anspruch einer quantitativen Ergebnisbewertung nicht Genüge leisten kann. Diese Form einer qualitativen Beurteilung der Aufgabenerfüllung könnte gemeinsam mit den Kennzahlen zur Kostenstruktur allerdings bei der Identifikation vordringlichen Handlungsbedarfes und für erste Kosten-Nutzen-Abwägungen sehr hilfreich sein. Sie hält außerdem dazu an, nicht nur die inputseitigen Kosten zu beobachten, sondern auch die Programmresultate hinsichtlich ihres Beitrages zur Zielerreichung zu beurteilen.

## 4 Schlussfolgerungen für den Verwaltungsalltag

In Hinblick auf eine ökonomisch effiziente und naturschutzpolitisch effektive Mittelvergabe im Vertragsnaturschutz wurden Mechanismen des Controllings für den Verwaltungsalltag der österreichischen Landesnaturschutzbehörden adaptiert und Grundzüge eines idealtypischen Controllingverfahrens skizziert. Die programmverantwortlichen Verwaltungsexperten aus Salzburg und Niederösterreich bestätigten grundsätzlich die Chancen, die Instrumente und Verfahren des Controllings für die praktische Planung und Umsetzung von Vertragsnaturschutzmaßnahmen bieten. Einfache Kennzahlen, eine kontinuierliche Kosten-Leistungsrechnung und qualitative Gütekriterien können den Naturschutzbehörden helfen,

- Kostenstrukturen und Potentiale für Effizienzsteigerungen zu erkennen,
- einfache Kosten-Nutzen-Abwägungen vorzunehmen, um knappe Ressourcen auf erfolgversprechende Verträge bzw. Maßnahmen zu konzentrieren,
- langfristige ziel- und kostenorientierte Strategien zu entwickeln und nachhaltig zu verfolgen,
- rechtzeitig auf sich abzeichnende Knappheiten und Zielabweichungen zu reagieren und
- Leistungen und Erfolge der öffentlichen Naturschutzarbeit zu kommunizieren.

Auf einige dieser Punkte sei etwas detaillierter eingegangen.

### 4.1 Erkennen von Kostenstrukturen, Knappheiten und Ineffizienzen

Der österreichische Vertragsnaturschutz basiert grundsätzlich auf drei Kostensäulen bzw. drei Budgets mit unterschiedlichen Grenzen:

- Finanzmittel für die Prämienzahlungen an die BewirtschafterInnen;
- Budgetmittel für die Auslagerung bestimmter Leistungen an private Büros und selbständige ÖkologInnen und LandschaftsplanerInnen;
- Personeller, finanzieller und Sachaufwand für die behördeninterne Administration des Vertragsnaturschutzes.

Die Erreichung der Grenze bei einer Kostensäule verhindert zugleich die Ausschöpfung anderer Budgets. Die Kosten-Leistungsrechnung könnte - laut Aussage des niederösterreichischen Interviewpartners - die limitierenden Faktoren der Vertragsnaturschutzarbeit aufzeigen und somit zu einem optimierten Mitteleinsatz beitragen. Dadurch, dass in manchen Bundesländern (z.B. der Steiermark) Arbeiten kaum an Ökologiebüros ausgelagert werden könnten bzw. in anderen Naturschutzbehörden (z.B. Salzburg, Kärnten) die personellen Ressourcen für Motivations- und Beratungsarbeiten sehr gering seien, könnten in diesen Ländern die von EU und Bund kofinanzierten ÖPUL-Prämien nicht gänzlich ausgeschöpft werden.

Bundesländer mit ausreichenden Personalressourcen innerhalb und/oder außerhalb der Behörde konnten in zusätzliche Services investieren, etwa in die individuelle Motivation von BewirtschafterInnen besonders wertvoller Flächen, in vertrauensbildende Maßnahmen, Information und Bildungsmaßnahmen. Dadurch konnten Transaktionskosten der LandwirtInnen verringert und zusätzliche Vorteile einer Programmteilnahme aufgezeigt werden (z.B. Öko-Image als Marketingargument für Urlaub am Bauernhof, Schule am Bauernhof oder die Direktvermarktung), was insbesondere in Niederösterreich die Teilnahmebereitschaft stark gesteigert hat. Trotz höherer Restriktionen und Anforderungen begannen so in manchen Bundesländern die Zahl der Anträge die verfügbaren Mittel für Prämienzahlungen zu übersteigen. Diese Länder können ihre Anstrengungen nunmehr auf die Effektivität der Verträge lenken, indem sie etwa jene Flächen prioritär unter Vertrag nehmen, die besonders hohe Naturschutzwerte, Entwicklungspotentiale, Bedrohungen oder eine gute Integrierbarkeit in Biotopverbunde, in großflächige Lebensräume oder Pufferzonen versprechen. Angesichts der unterschiedlichen Budgetrestriktionen konnten diese Länder die flexibleren regionalen Ressourcen bestmöglich nutzen, um das volle Potential der mit nationalen und europäischen Mitteln kofinanzierten Budgets auszuschöpfen.

## 4.2 Zieldiskussion

Grundsätzlich braucht jede Erfolgsbeobachtung klare Ziele, um feststellen zu können, ob die intendierten Ergebnisse auch tatsächlich erreicht wurden. Eine Ziel- und Leitbild-diskussion, die nicht nur das Controlling, sondern vor allem auch die Abstimmung und Motivation der MitarbeiterInnen unterstützen könnte, wurde in der bisherigen Praxis vernachlässigt bzw. aus verschiedenen Überlegungen nicht im breiteren Rahmen geführt. Für den Vertragsnaturschutz stellen sich insbesondere folgende Fragen:

- „Welche Flächen soll der Vertragsnaturschutz in welchem Umfang erfassen?“
- „In welche Richtung sollen sich diese Flächen entwickeln?“

Controlling vermag aber auch bei der Abwägung unterschiedlicher Ziele und somit beim Zielfindungsprozess zu helfen. Einfache Controllingwerkzeuge erlauben einen iterativen Prozess von Zielanpassungen und spezifischen Informationen über Kosten und Wirksamkeit einzelner Maßnahmen zur Zielerreichung (vgl. Muchow 2006; bezugnehmend auf eigene Controlling-Erfahrungen in der Stiftung Rheinische Kulturlandschaft).

### 4.3 Behördeninterne Datenverwaltung und zeitliche Prioritätensetzungen

In Niederösterreich wurde der Zeitaufwand einzelner Verwaltungsleistungen bereits erhoben, um eine Forderung nach zusätzlichem Personal nachvollziehbar zu begründen. Mit diesen detaillierten Zeitaufzeichnungen konnte der zusätzliche Personalbedarf auch tatsächlich erfolgreich begründet werden. Für die Kosten-Leistungsrechnung stünde daher ein Großteil der Daten schon jetzt zur Verfügung, die EDV-Abfragen wären lediglich neu zu formulieren. Outcome-bezogene Kennzahlen, welche die Kosten unterschiedlichen Biotoptypen zurechnen, wären aufwendiger zu erheben. Auch aufgrund nicht einheitlicher Bezugsgrößen wären u.U. Probleme zu erwarten (Programm, Betrieb, Feldstück, ha).

Der niederösterreichische Verwaltungspraktiker geht davon aus, dass sich die internen Administrationskosten für die einzelnen geförderten Biotoptypen kaum unterscheiden und ebenso die externen Leistungen für alle Biotoptypen weitgehend konstant sind. Biotopspezifische Differenzen in der Kostenstruktur seien vor allem durch die Prämienhöhe und Laufzeit bestimmt. Anders sieht der Salzburger Experte durchaus weitreichende Unterschiede beim Kontrollaufwand (z.B. zwischen Gestaltungsmaßnahmen für Zäune, Dächer und Hecken einerseits und Pflegemaßnahmen andererseits). Obwohl auch in Salzburg die Datenbereitstellung grundsätzlich möglich wäre, liegen manche Daten derzeit nur indirekt vor. Die Zeit für einschlägige Auswertungen und Kennzahlenberechnungen würde für andere, ebenso wichtige Aufgaben fehlen. Die wesentliche Restriktion für die Umsetzung von Controlling im Verwaltungsalltag läge seiner Meinung nach in der Personalknappheit.

Der Aufwand für die Aufzeichnungen lässt sich stark einschränken, wenn sie nur für eine gewisse Zeit durchgeführt werden – eben so lange, wie es für einen ersten Überblick über den zeitlichen Aufwand einzelner Aufgaben nötig ist. Das spart viel Zeit und vermeidet zudem bei den MitarbeiterInnen das Gefühl kontinuierlicher Kontrolle und bürokratischer Zusatzbelastung. Wenn jedoch der zeitliche Spielraum im Verwaltungsalltag so beschränkt ist, dass das eigene Tun nicht mehr reflektiert werden kann, über die grundsätzlichen Ziele, die adäquaten Strategien der Zielerreichung und deren Kosten nicht nachgedacht werden kann, wäre das wohl ein weiterer Hinweis auf akuten Personalmangel.

### 4.4 Kommunikation nach außen und nach innen

Wenn der Naturschutz seine Leistungen mit Zahlen, Daten und Fakten belegen kann, vermag er diese auch selbstbewusster zu verkaufen und die Notwendigkeit zusätzlicher Ressourcen nachzuweisen. Schon die Thematisierung von Effizienz- und Effektivitätsfragen kann dem Naturschutz dienen.

Bei allen Überlegungen der Effizienz und Effektivität darf nicht vergessen werden, dass der Erfolg des Vertragsnaturschutzes nur durch ausreichendes, gut qualifiziertes und motiviertes Personal sicher zu stellen ist. Die Motivation der MitarbeiterInnen ist der Schlüssel dafür, dass vorhandene Mittel auch bestmöglich für die Erreichung der ange-

strebten Naturschutzziele eingesetzt werden. In der Vergangenheit wurde mit Controllingmaßnahmen aber gerade diese wertvolle Ressource – die Motivation – geschädigt. Um dies zu vermeiden, ist das Hauptanliegen des Verwaltungscontrollings – bessere Nutzung vorhandener Ressourcen für den Naturschutz – intern gut zu kommunizieren. Controlling ist streng zu trennen von etwaigen Maßnahmen der Mitarbeiter-Kontrolle oder des Personalabbaus, ansonsten sind kaum positive Ergebnisse für den Naturschutz zu erwarten. Bei richtigem Einsatz kann Controlling auch zur Motivationssteigerung beitragen; durch ein gemeinsames Reflektieren der erreichten Erfolge und längerfristigen Ziele ebenso wie durch ein Benchmarking mit anderen Behörden oder mit eigenen Leistungsniveaus aus vorangegangenen Perioden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich Mechanismen des Verwaltungscontrollings für den öffentlichen Naturschutz adaptieren lassen. Für eine praktische Umsetzung wären die Werkzeuge und Prozesse natürlich auf die spezifischen Maßnahmen, Leitlinien und internen Strukturen der jeweiligen Behörden zuzuschneiden. Dann kann Controlling den Naturschutzbehörden helfen, kosteneffektivere Strategien zu identifizieren, rechtzeitig auf sich abzeichnende Ineffizienzen und Knappheiten zu reagieren, Erfolge nach außen zu kommunizieren und die Motivation der eigenen MitarbeiterInnen zu steigern.

## Literatur

- Borggräfe, K. & Kölsch, O. (1997) *Naturschutz in der Kulturlandschaft*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Bundeskanzleramt – BKA (1992) *Was kostet ein Gesetz? Handbuch zur Berechnung der finanziellen Auswirkungen von Gesetzen*. Wien: Bundeskanzleramt.
- Bundeskanzleramt – BKA (1996) *Controlling Handbuch – Arbeitsbehelf für die Anwendung von Controlling in der öffentlichen Verwaltung*. Wien: Bundeskanzleramt.
- Falconer, K. (2000) Farm-level constraints on agri-environmental scheme participation: a transaction perspective. *Journal of Rural Studies* 16, S. 379-394.
- Hanley, N., Kirkpatrick, H., Oglethorpe, D. und Simpson, I. (1998) Principles for the provision of public goods from agriculture. *Land Economics* 74, S. 102-113.
- Hill, H. & Klages, H. (Hrsg.) (1999) *Die moderne Verwaltung - Gestaltung durch Information*. Stuttgart et al.: Raabe.
- Jung, H. (1994) *Allgemeine Betriebswirtschaftslehre*. Wien, München: Oldenbourg.
- Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2003) How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, S. 947-969.
- Marti, F. & Stutz, H. P. (1993) Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz – Literaturgrundlagen und Vorschläge für ein Rahmenkonzept. *Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft*, 336. Teufen: Flück-Wirth.
- Moxey, A., Whitby, M. & Lowe, P. (1998) Agri-environmental indicators: issues and choices (Viewpoint). *Land Use Policy* 15, S. 265-269.

- Muchow, T. (2006) Diskussionsbeitrag im Rahmen des Workshops ‚Ökonomische Effizienz im Naturschutz‘, 10. – 13. Oktober 2006, Internationale Naturschutzakademie, Insel Vilm.
- Nau, H. R. & Wallner, G. (1999) *Verwaltungscontrolling für Einsteiger*. 2. Aufl. Freiburg i Br., Berlin, München: Haufe Verlagsgruppe.
- Penker, M. (2001) *Vertragsnaturschutz in Österreich. Bestandsaufnahme seiner praktischen Handhabung sowie Maßnahmen des Verwaltungscontrollings für eine ökonomisch effiziente und ökologisch effektive Mittelallokation*. Wien: Kunst- und Kulturverlag.
- Penker, M., Wyrzens, H.K., & Kornfeld, B. (2004) *Natur unter Vertrag – Naturschutz für das 21. Jahrhundert*. Wien: Facultas Universitätsverlag.
- Promberger, K. (1995) *Controlling für Politik und öffentliche Verwaltung*. Wien: Verlag Österreich.
- Schierenbeck, H. (1993) *Grundzüge der Betriebswirtschaftslehre*. 11. Aufl. Wien, München: Oldenbourg.
- Splett, G. (2000) Erfolgskontrollen bei integrativen Naturschutzprojekten. *Natur und Landschaft*, 1, S. 10-16.
- Wey, H., Hammer, D., Handwerk, J. & Schopp-Guth, A. (1994) Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Naturschutzgroßprojekten des Bundes. *Natur und Landschaft*, 7/8, S. 300-306.
- Wilson, G. A., Petersen, J.-E. & Höll, A. (1999) EU member state responses to Agri-Environment Regulation 2078/92/EEC – towards a conceptual framework?. *Geoforum* 30, S. 185-202.
- Wilson, G.A. (1997) Factors influencing farmer participation in the environmentally sensitive area scheme. *Journal of Environmental Management* 50, S. 67-93.



# Eco-Labeling als Instrument zur Senkung von Informationskosten

Ralf Döring

## 1 Einleitung

Der Erfolg des Naturschutzes wird in Deutschland zunehmend davon abhängen, wie es gelingt, den Arten- und Biotopschutz in unterschiedliche Nutzungssysteme zu integrieren. Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft sind dabei mit komplexen Produktionsvorgängen verbunden, die für Käufer der erzeugten Produkte in ihren Auswirkungen auf die Umwelt bzw. Tier- und Pflanzenarten kaum überschaubar sind. Als ein markt-orientiertes Instrument zur Lösung dieser Informationsprobleme wird zunehmend Eco-Labeling diskutiert. Mit seiner Hilfe kann über die Kaufentscheidung der Konsumenten Zahlungsbereitschaft für Naturschutzmaßnahmen mobilisiert werden. Das Eco-Labeling basiert dabei auf der freiwilligen Unterwerfung eines Unternehmens unter Regelungssysteme, die bei Einhaltung zur Kennzeichnung der Produkte mit einem Label berechtigen.

In diesem Beitrag werden (im Sinne der Fragestellung des Workshops) die Fischerei- und Landwirtschaftszertifizierung untersucht, zwei Nutzungssysteme mit z.T. gravierenden negativen Auswirkungen auf Arten und Biotope. Dabei wird der Frage nachgegangen, welche Erfahrungen aus den bisherigen Zertifizierungen zu ziehen sind und inwieweit das Eco-Labeling zur Reduzierung der Umweltauswirkungen der Produktionsverfahren beitragen kann.

Zunächst erfolgt eine allgemeine Darstellung zur Zertifizierung aus ökonomischer Sicht. Im Mittelpunkt steht dabei deren Einbettung in die ökonomische Theorie. Dies beinhaltet auch die Darstellung, warum gerade die Frage der Informationskosten wichtig ist. Den Abschluss dieses Kapitels bildet die Diskussion, ob der Staat oder private Zertifizierungsorganisationen Eco-Labels initiieren sollten und welche Anreize Produzenten zur Teilnahme an einem Zertifizierungssystem haben können.

Breiten Raum nimmt dann die Darstellung der Fischerei- und Landwirtschaftszertifizierung in Kapitel 3 ein. Hierbei wird auch darauf eingegangen, welche Erfahrungen bisher aus bestehenden Zertifizierungssystemen zu ziehen sind.

## 2 Zertifizierung aus ökonomischer Sicht

Die Zertifizierung ermöglicht eine Konkurrenz zwischen Produkten, die unterschiedliche Umweltstandards in der Produktion einhalten (LeBlanc 2003, 98). Ziel ist es, externe Effekte<sup>1</sup> mit Hilfe freiwilliger Maßnahmen zumindest teilweise zu internalisieren bzw. sie ganz zu vermeiden. Diese Internalisierungs- bzw. Vermeidungsstrategie ist in der Regel mit Kostensteigerungen in der Produktion verbunden.

Als Ausgangspunkt auf dem Markt wird ein Gleichgewicht aus Angebot und Nachfrage bei Ignorierung externer Effekte angenommen. Würden diese über staatliche Maßnahmen internalisiert und die dabei entstehenden Kosten müssen über den Marktpreis abgegolten werden, würde sich die Angebotskurve verschieben und die Nachfragekurve sinken (ein Teil der Produzenten- und Konsumentenrente<sup>2</sup> geht verloren bzw. wird zum Ausgleich der externen Effekte ‚abgeschöpft‘ ( Abb. 1)).

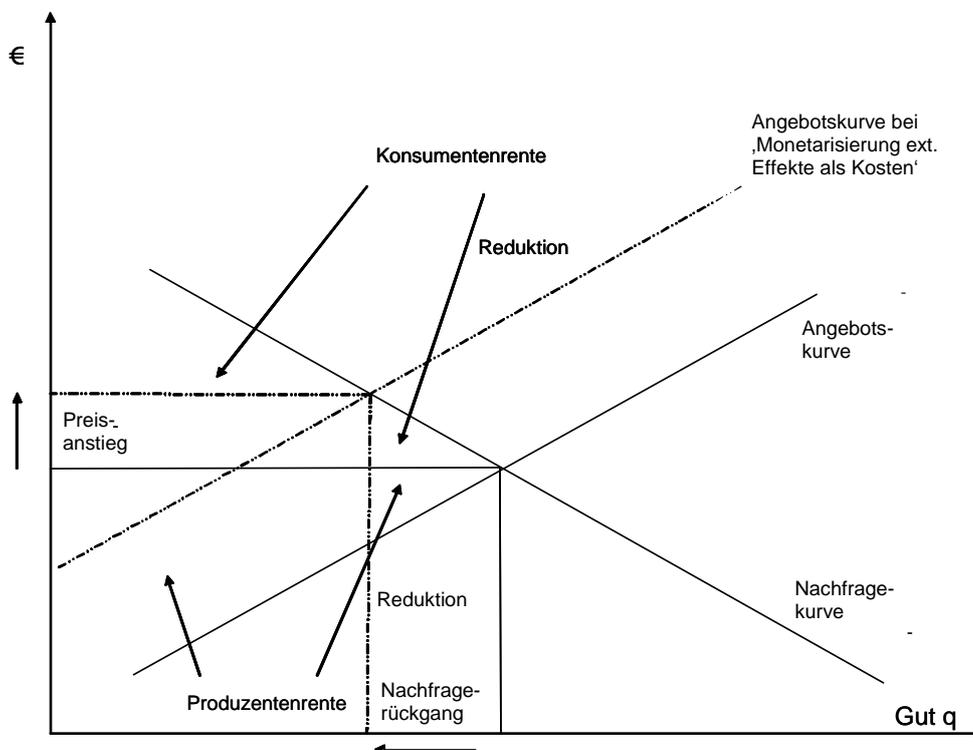
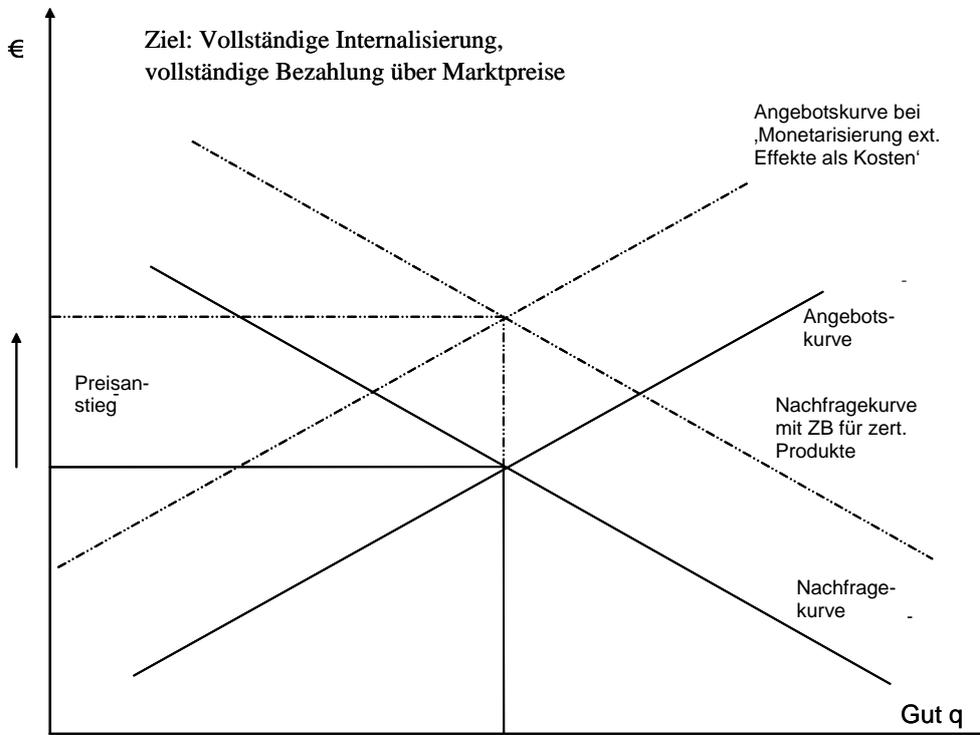


Abbildung 1 Nachfragereaktion auf Internalisierung externer Effekte.

1 Mit externen Effekten werden Auswirkungen einer wirtschaftlichen Tätigkeit auf Dritte bezeichnet. Im Falle der Landwirtschaft führen z.B. Nitratausträge zu Kosten bei der Trinkwasseraufbereitung.

2 Die Produzentenrente ist der Teil des Erlöses, den der Unternehmer zusätzlich oberhalb einer Kostendeckung erhält (im Gleichgewicht entspricht der Preis den Grenzkosten). Demgegenüber ist die Konsumentenrente der Teil der Zahlungsbereitschaft für ein Produkt, der aufgrund eines niedrigeren Preises letztlich nicht bezahlt werden muss. Verluste an dieser Stelle vermindern die gesamtwirtschaftliche Wohlfahrt. In unserem Beispiel sollen damit aber die externen Kosten, die wohlfahrtsmindernd wirken, ausgeglichen werden.

Soll nun die gleiche Menge des Produktes verkauft werden, müsste der Preis entsprechend stärker steigen, die Nachfrager also bereit sein, die Kosten vollständig zu tragen, um die gleiche Angebotsmenge zu ermöglichen (Abb. 2).



**Abbildung 2** Vollständige Internalisierung der externen Kosten ohne Nachfrageänderung.

Die Nachfrager bilden jedoch keine homogene Gruppe sondern können unterschiedliche Präferenzen für umweltfreundlich erzeugte Produkte aufweisen. Auch die Anbieter haben unterschiedliche Kostenstrukturen und verursachen eventuell von Beginn an unterschiedlich hohe externe Effekte. Eine Situation wie in Abb. 2 dargestellt ist deshalb unrealistisch. Auf dem Markt wird es nicht gelingen, alle Nachfrager zur vollständigen Bezahlung der Kosten zur Vermeidung der externen Effekte über den Produktpreis zu bewegen. Außerdem sind diese Vermeidungskosten nicht genau bekannt (Bewertungsproblem) und für die Verbraucher häufig nur schwer nachzuvollziehen. Die Zertifizierung erlaubt es nun, externe Effekte zu internalisieren, ohne dass die Konsumenten über die einzelnen Komponenten vollständige Informationen besitzen. Entscheidend ist jetzt das Vertrauen, das sie in die Organisation haben, die das Siegel vergibt und die Einhaltung der damit verbundenen Standards gewährleistet.

Entscheidend für den Erfolg eines Zertifizierungssystems ist also die Information der potentiellen Kunden. Die zertifizierten Unternehmen bemühen sich, diejenigen Konsumenten zum Kauf zu animieren, die eine positive Zahlungsbereitschaft für umweltfreundlich produzierte Produkte besitzen. Jedes Unternehmen muss deshalb analysieren, ob es sich lohnt, umweltfreundlicher zu produzieren und ob die Kosten dafür und für die

Zertifizierung über höhere Produktpreise wieder hereinzubekommen sind. Es werden sich deshalb nicht alle Unternehmen dafür entscheiden. Als Ergebnis wird etwa die Menge umweltfreundlich produziert werden, die am Markt absetzbar erscheint (Abb. 3). Mittel- bis langfristig können die Mengen dann ausgeweitet werden, wenn sich ein entsprechender Markt dafür etabliert hat.

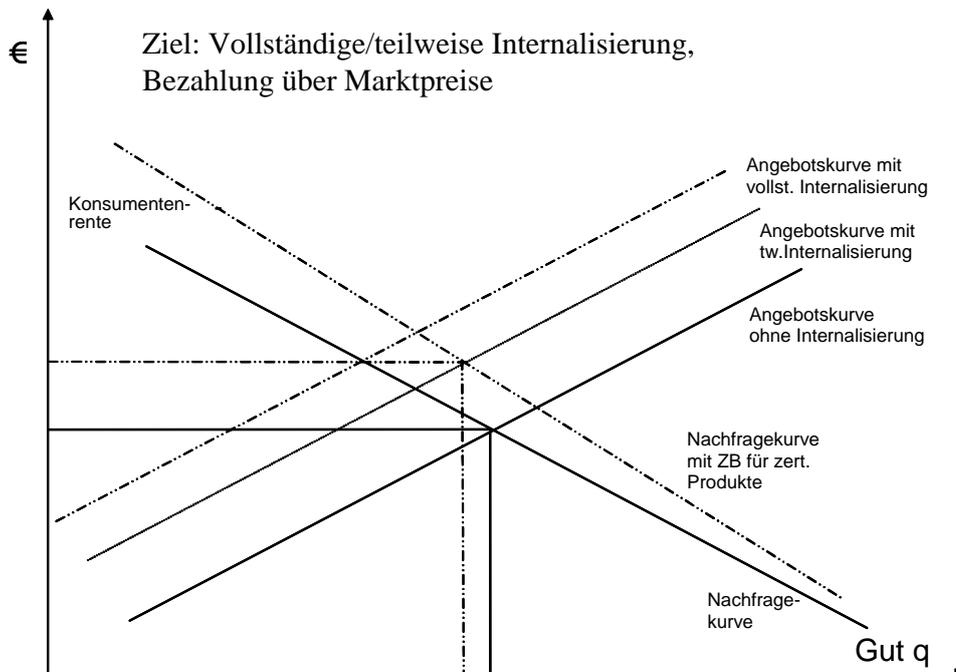


Abbildung 3 Teilweise Internalisierung.

Gelingt es den Unternehmen, genau die Menge an zertifizierten Produkten zu produzieren, die mit den höheren Preisen absetzbar ist, könnte die Internalisierung eines Teils der externen Effekte vollständig über den Markt erfolgen. Die Zertifizierung wäre damit ein effizientes Instrument zur Internalisierung. Wenn es sich um Naturschutzmaßnahmen handelt, könnte man die höheren Einnahmen für den Arten- und Biotopschutz einsetzen.

## 2.1 Informationsasymmetrien und Marktversagen

Für Konsumenten haben Güter ein Bündel von Charakteristiken. Der Grad der Information über diese Charakteristiken kann das Niveau der Zufriedenheit mit einem Produkt bestimmen. Wenn einzelne Gruppen von Konsumenten besondere Präferenzen für ökologische Produktionsweisen haben bevorzugen sie Hersteller, die diese Produktionsweisen einsetzen. In der ökonomischen Theorie wird häufig die Annahme aufgestellt, dass die Informationen zwischen Käufer und Verkäufer gleichmäßig verteilt sind. Dies dürfte in der Realität sehr oft nicht der Fall sein. Für Konsumenten treten möglicherweise hohe Kosten auf, wenn sie sich die entsprechenden Informationen beschaffen wollen.

Gerade die Umweltcharakteristiken von Produkten, die sich auf den ‚Naturschutzbereich‘ im weitesten Sinne beziehen können, sind nur schwer am Produkt selbst festzustellen bzw. einfach zu beschaffen. Im Falle von Fischerei und Landnutzung gibt es z.T. lange und komplexe Produktionsabläufe. Aufgrund der in diesen Bereichen bestehenden Informationsasymmetrie zwischen Käufern und Verkäufern ist es Unternehmen mit höheren Umweltstandards in der Produktion kaum möglich, ihre Umweltanstrengungen den Konsumenten glaubwürdig zu vermitteln. Dies kann dazu führen, dass nur Güter ‚normaler‘ Qualität angeboten werden.

Die Informationsasymmetrien führen somit zu folgenden Problemen (Karl & Orwat 1999):

- Hersteller und Verkäufer haben keine Motivation hochqualitative, grüne Produkte anzubieten,
- Firmen sind nicht daran interessiert, Umweltrisiken zu vermeiden,
- Konsumenten können nicht weniger umweltschädliche Produkte wählen, weil die relevanten Informationen nicht verfügbar sind, und
- das Niveau der externen Effekte ist in allen Abschnitten der Produktlaufzeit höher, da sich Unternehmen mit höheren Umweltstandards nicht durchsetzen.

Ziel von Unternehmen und Konsumenten muss es deshalb sein, Informationsasymmetrien zu reduzieren, um das damit verbundene ‚Marktversagen‘ zu verringern.

Hierzu kann nun ein Eco-Label dienen, da eine ‚entgegenwirkende Institution‘ geschaffen wird, die eine hohe Produktqualität signalisiert. Die institutionellen Bedingungen müssen jedoch so sein, dass die Konsumenten Vertrauen in das Ökolabel gewinnen (Crespi 2005). Häufig wird deshalb über Akkreditierung von Unternehmen, die Labeling-Verfahren durchführen, sichergestellt, dass diese unabhängig sind und die Einhaltung der aufgestellten Kriterien für die Vergabe des Labels gewissenhaft prüfen.

Für die Konsumenten ist es wichtig, dass die Regeln und unterschiedlichen Label nicht unüberschaubar werden. Derzeit gibt es eine Flut an Zeichen, die z.T. sogenannte ‚Eigenmarken‘ der Supermärkte sind und wenn überhaupt nur sehr geringe Umweltstandards einhalten.<sup>3</sup> Aus diesem Grund ist es wichtig, wenige Zertifizierungssysteme nebeneinander zu haben und diese dann durch eine ‚Meta-Zertifizierung‘ abzusichern. Nur Zeichen, die einen Mindeststandard einhalten, dürfen dann mit umweltfreundlicher Produktion tatsächlich werben.<sup>4</sup>

Funktioniert ein Labeling gut, reduziert dies die Evaluierungskosten und die Vergleichskosten für die Konsumenten erheblich. Eine Orientierung an Mindeststandards lässt eventuell die Unterschiede zwischen den Labeln geringer werden und hält die Informationskosten auf niedrigerem Niveau.

---

<sup>3</sup> Hierzu gehört z.B. das Dolphin-Safe-Zeichen auf Thunfischkonserven (zu dieser Problematik Crespi 2005).

<sup>4</sup> In der Fischerei sind dies die Vorgaben der FAO zur Kennzeichnung (FAO 2005) und im Bereich des ökologischen Landbaus die EU-Bio-Richtlinie (EU-Commission 1991) und das EU-Biosiegel in Deutschland.

## 2.2 Staatliches oder Privates Labeling

Inzwischen gibt es unterschiedliche Erfahrungen mit der staatlichen Regulierung von Eco-Labels (Karl & Orwat 1999). Es gibt sowohl Labels die vom Staat als auch von privaten Organisationen nach bestimmten Kriterien vergeben werden. Für private Organisationen besteht der Anreiz an der Entwicklung eines Labels darin, dass sie höhere Preise für ihre Produkte erlangen können. Nehmen viele einzelne Unternehmen am Programm einer privaten Organisation teil, dann ist Vertrauen in das Label extrem wichtig. Daher wird die Organisation, die das Label vergibt, sehr daran interessiert sein, dass sich die mitmachenden Unternehmen auch an die Kriterien halten. In einem solchen Fall bedarf es i.d.R. nur der Vorgabe von Mindeststandards durch den Staat. Jedoch gibt es einige Analysen, die öffentliche Labeling Systeme gegenüber Privaten bevorzugen. Folgende Argumente werden in diesem Zusammenhang diskutiert:

- Öffentliche Zertifizierungssysteme sind eventuell stärker am Wohl des Konsumenten orientiert. Bei privaten Labels, vor allem wenn nur wenige Produzenten dahinter stehen, könnten Unternehmen versuchen, ihren Profit zu maximieren und die Standards bewusst niedrig ansetzen bzw. Verbraucher im Unklaren über die wahren Folgen der Produktion zu lassen.
- Als Mittelinstitution zwischen Produzenten und Konsumenten sind private Akkreditierungs-Organisationen oft in einer guten Position zur Ausarbeitung umsetzbarer, guter Kriterien. Ihre Reputation steht auf dem Spiel, wenn die entsprechenden Kriterien nicht wirklich eingehalten werden. Private Organisationen könnten aber auch geneigt sein, die Standards nicht streng genug zu definieren bzw. auszulegen, um möglichst viele Firmen (eventuell mit niedrigeren Umweltleistungen) mit dem Label zu versehen.
- Wenn nur wenige Firmen an einem privaten Label teilnehmen, könnte die kritische Masse fehlen, um die Kosten für ein Labeling-System zu decken. Somit könnte es in einem solchen Fall wichtig sein, dass der Staat ein Zertifizierungssystem initiiert.

Unternehmen, die Produkte mit geringerer Umweltqualität anbieten, können sich ebenfalls zusammenschließen und ein Label mit geringeren Standards entwickeln. Dieses könnte dann den Unternehmen mit der höheren Umweltqualität Probleme bereiten. Denn es könnte nun der Eindruck erweckt werden, dass dieser geringere Umweltstandard völlig ausreicht und die hohen Preise für das strengere Label nicht gerechtfertigt sind. Eine solche Entwicklung gibt es im Forstbereich. Dort existieren mittlerweile in Europa zwei Standards, der PEFC und der FSC. Letzterer arbeitet mit deutlich schärferen Anforderungen. Auch im Lebensmittelbereich gibt es mit dem QS-System inzwischen ein Label, das eigentlich nur die Einhaltung der Gesetze garantiert, als wäre dies schon eine überdurchschnittliche ‚Leistung‘. Hier sollte der Staat dafür sorgen, dass Mindeststandards für die Vergabe eines Labels eingeführt werden (Crespi 2005).

### 2.3 Anreize für Teilnehmer

Der Anreiz zur Einführung eines Eco-Labels kann von zwei Seiten ausgehen (LeBlanc 2003, 98 ff.). Einerseits können Konsumenten eine Nachfrage nach ökologisch zertifizierten Produkten manifestieren. Dies animiert Produzenten, entsprechende Produkte auf dem Markt anzubieten. Die Konsumenten müssen dabei eine positive Zahlungsbereitschaft besitzen, da die Hersteller ihre zusätzlichen Kosten über den Produktverkauf decken müssen. Inzwischen gibt es viele Studien, die eine positive Zahlungsbereitschaft für umweltschonende Produkte ermittelt haben (für Fisch z.B. Wessel et al. 1999, für allg. Ökoprodukte Kuckartz & Rheingans-Heintze 2004).

Aus ökonomischer Perspektive ist Biodiversität besonders durch den Charakter eines öffentlichen Gutes geprägt (Nunes & Riyanto 2005, 143). Es gibt deshalb keine zugewiesenen Eigentumsrechte und keine ‚Märkte‘, auf denen sich Angebot und Nachfrage manifestieren könnten. Es ist aber durch viele Studien bekannt, dass es eine hohe Wertschätzung der Bevölkerung für ‚Umwelt- und Naturschutz‘ gibt und dass auch eine positive Zahlungsbereitschaft vorhanden ist. Obwohl es inzwischen Methoden zur Bewertung öffentlicher Güter insbesondere auch im Bereich des Naturschutzes gibt, bleibt die Bewertung schwierig. Aufwändige Befragungen sind durchzuführen, methodische Probleme zu überwinden und die Ergebnisse im Anschluss in die Diskussion einzubringen (siehe Bartolomäus et al. 2004 zu den Wirkungen). Mit Hilfe der Zertifizierung kann nun den Konsumenten die Bewertung abgenommen werden, da diese Aufgabe von den Zertifizierungsorganisationen übernommen wird.

Die Konsumenten können freiwillige umweltfreundlichere Handlungsweisen nun honorieren da sie über die entsprechende Sicherheit verfügen, dass das Produkt den gewünschten Anforderungen entspricht. Über eine Kennzeichnung mit einem Siegel soll eine ‚umweltfreundliche‘ oder ‚naturschutzgerechte‘ Produktionsweise garantiert, also das Informationsdefizit der Konsumenten abgebaut werden. Unternehmen können sich entscheiden, ob sie an einem Zertifizierungsverfahren teilnehmen möchten oder nicht. Mit einer positiven Entscheidung kann im Anschluss festgelegt sein, welche Produktionsänderungen sie vornehmen bzw. welche technischen Neuerungen genutzt werden müssen. Trotzdem wird diese Freiwilligkeit bei der Teilnahme als ein möglicher Grund für eine Effizienzverbesserung von Maßnahmen gesehen, da nicht der Staat über Zwangsmaßnahmen Vorgaben macht. Jedoch können freiwillige Maßnahmen staatliche Regelungen dann nicht ersetzen, wenn bei hohen Umweltrisiken oder Umweltschäden der Präventionscharakter Vorrang haben muss. Der Erfolg des Labeling hängt hier zu stark sowohl von einer Verhaltensänderung der Produzenten, die eine hohe Transparenz ihres Produktionsprozesses sicherstellen müssen, als auch einer Nachfrageänderung der Konsumenten ab.

Für die Produzenten spielen weitere Beweggründe zum Anstreben einer Zertifizierung eine Rolle. Einerseits können Unternehmen versuchen, Marktanteile durch ökologischere Produktion zu gewinnen (LeBlanc 2003, 100). Es kann aber auch sein, dass ein positives Image für das Unternehmen schon Anreiz genug ist. Im Bereich des ökologischen Landbaus oder der Fischerei wird insbesondere über die Verfahrenskosten für eine

Zertifizierung diskutiert. Können die Produzenten davon ausgehen, dass die damit verbundenen zusätzlichen Kosten über die Vermarktung zu höheren Preisen (inkl. Ausgleich geringerer Produktionsmengen) getragen werden können, kann ein Anreiz bestehen, sich zertifizieren zu lassen.

Zusätzlich können weitere Anreize zur Zertifizierung bestehen, wenn in einem Umfeld, in dem von zusätzlicher Verknappung (Fisch) oder steigender Nachfrage (Ökolandbau) ausgegangen wird, die Sicherstellung langfristiger Angebotsmengen (über eine nachhaltige Nutzung der Fischbestände<sup>5</sup>) bzw. die Sicherheit, die eigenen Produkte relativ sicher verkaufen zu können, realistisch erscheinen. Es besteht ebenfalls die Möglichkeit, dass der Handel die Zertifizierung einfordert und der Verlust von Vermarktungsmöglichkeiten droht. In diesem Fall kann es sein, dass die Kosten für ein Zertifizierungsverfahren aufgebracht werden, ohne die Sicherheit, dass sie refinanziert werden können.

### **3 Zertifizierungssysteme zum Biodiversitätsschutz - MSC und Ökolandbau**

Entsprechend der Zielsetzung des Workshops sollen im folgenden Fischerei- und Landwirtschaftszertifizierungen im Mittelpunkt der Betrachtung stehen. Bei den Zertifizierungsverfahren ist grundsätzlich zwischen zwei Varianten zu unterscheiden:

1) Eine Organisation entwickelt die Kriterien und akkreditiert Zertifizierungsunternehmen, die dann die Zertifizierung durchführen und auch als Kontrollinstanz fungieren. Ein solches System gibt es bei der Fischereizertifizierung durch den MSC und bei den ökologischen Anbauverbänden.

2) Die Zertifizierung wird inkl. der Kriterienentwicklung und -kontrolle von einer Organisation durchgeführt.

Es gibt grundsätzliche Unterschiede zwischen der Zertifizierung der Nutzung eines Wildtierbestandes, im hier betrachteten Fall Fischbeständen, und der Zertifizierung von Produktionsverfahren in der Landwirtschaft. Im Falle der Landwirtschaft können der gesamte Produktionsprozess beeinflusst (werden) und Regelungen für jede Produktionsstufe vorgegeben werden. In der Fischerei besteht praktisch kein Einfluss auf die Produktion, sondern nur Einfluss auf die Nutzungsart und -menge. Sie ist hier mit der Zertifizierung in der Forstwirtschaft vergleichbar.

Als Hypothese soll hier zugrunde gelegt werden, dass beide Initiativen positiv im Bereich des Arten- und Biotopschutzes wirken. Die Beispiele werden zeigen, ob diese Hypothese zutrifft bzw. inwieweit Informationen darüber vorliegen, ob wenigstens von einer positiven Wirkung auszugehen ist.

---

<sup>5</sup> Bei der Fischereizertifizierung werden i.d.R. Fischereien auf einen kompletten Bestand zertifiziert. Werden Teilflotten zertifiziert, muss die gesamte Bestandsnutzung nachhaltig sein.

### 3.1 MSC

Im Jahr 1997 gründeten Unilever und der WWF den Marine Stewardship Council (MSC) zur Zertifizierung von Wildfischereien. Der MSC ist bis heute die einzige, inzwischen unabhängige Organisation, die ein weltweites Zertifizierungssystem im Bereich Fischerei durchführt.

Zwei Gründe waren für die Einführung der MSC-Zertifizierung ausschlaggebend: Erstens die Übernutzung der Fischbestände. Hierbei geht die FAO mittlerweile von über 75 % überfischten und maximal ausgebeuteten Beständen aus. Zweitens sind die ökologischen Folgen der eingesetzten Fangtechniken gravierend. Die beiden wichtigsten Prinzipien des MSC beziehen sich deshalb auf die nachhaltige Nutzung des Bestandes und die Auswirkungen der Fischerei auf andere Arten und Habitate.

Die Entwicklung der Kriterien und die Testzertifizierungen einiger kleinerer Fischereien nahm längere Zeit in Anspruch als erwartet. So sind bis heute erst ca. 40 Fischereien zertifiziert oder im Zertifizierungsprozess. Dabei tritt der MSC selbst kaum in Erscheinung, da das Verfahren durch ein akkreditiertes Unternehmen durchgeführt wird. Zunächst wird dazu ein Pre-Assessment erarbeitet. Hier wird aufgelistet, was nach Meinung externer Experten, die vom Zertifizierungsunternehmen hinzugezogen werden, notwendig ist, damit die Fischerei zertifiziert werden kann. Spricht wenig gegen eine Zertifizierung, kann die Fischerei sofort ins Hauptverfahren übergehen. Ansonsten besteht die Möglichkeit, dass erst Änderungen vorgenommen werden bis das Verfahren gestartet wird. Das Hauptverfahren ist dann in allen Schritten transparent und es werden auch Stakeholder mit eingebunden.

Der MSC legt einer Zertifizierung folgende Prinzipien zugrunde:<sup>6</sup>

#### *Prinzip 1*

Die befischten Populationen dürfen nicht übernutzt werden. Die Fischerei darf nicht zu einer Reduktion der Populationsgröße führen. Werden durch die Fischerei schon negativ beeinflusste Populationen befischt, muss in einem Maße gefischt werden, dass sich die Populationen wieder erholen können.

#### *Kriterien:*

Es muss auf eine Weise gefischt werden, dass eine hohe Produktivität der befischten Art garantiert bleibt. Keine mit der befischten Art ökologisch verbundenen Arten dürfen negativ beeinflusst werden. Die Fangmenge muss in Relation zur Produktivität der Art stehen.

Eine bereits überfischte Art muss auf eine Weise befischt werden, dass sie sich wieder bis zu einem definierten Niveau erholen kann (konsistent mit dem Precautionary Approach). Dieses Niveau muss vorsichtig für einen spezifizierten Zeitraum gewählt werden und soll eine langfristige Nutzung der Art garantieren.

---

<sup>6</sup> Das 3. Prinzip zum Managementsystem wird hier nicht behandelt, da es für den Naturschutz von untergeordneter Relevanz ist.

Durch die Befischung dürfen weder die Altersstruktur, die genetische Struktur noch die Geschlechtszusammensetzung so beeinflusst werden, dass die Reproduktionsraten der befischten Populationen sinken.

*Prinzip 2*

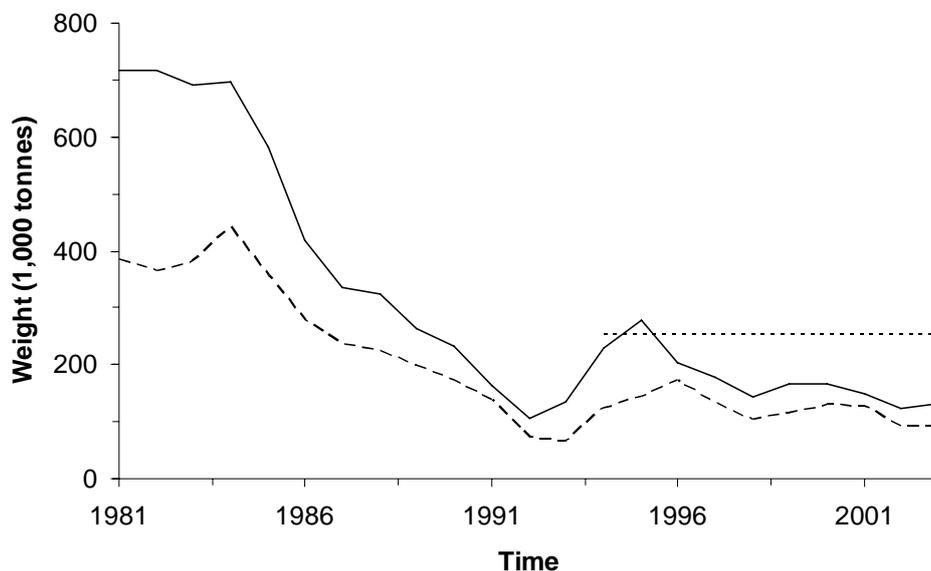
Die Fischerei muss auf eine Art betrieben werden, dass die Struktur, Produktivität, Funktion und Vielfalt des Ökosystems, von dem die Fischerei abhängig ist, erhalten bleibt. Dies schließt den Lebensraum sowie ökologisch verbundene Arten mit ein.

*Kriterien:*

Die Fischerei darf die natürlichen, funktionellen Vernetzungen von Arten nicht stören. Sie darf nicht zu Änderungen in der Nahrungskette führen.

Die Fischerei darf die Artenvielfalt weder auf genetischer Ebene noch auf dem Arten- oder Populationsniveau bedrohen. Die Tötung oder Verletzung gefährdeter, bedrohter oder geschützter Arten muss vermieden oder zumindest minimiert werden.

Am Beispiel der Dorschfischerei der Ostsee soll erläutert werden, wie sich eine Zertifizierung im Sinne des ‚Naturschutzes‘ auswirken kann. In der Ostsee gibt es zwei Dorschbestände, einen westlich und einen östlich von Bornholm. Der östliche ist der wesentlich größere mit etwa 4/5 der Gesamtbiomasse in der Ostsee. Momentan ist die nachhaltige Nutzung der Bestände nicht gewährleistet, der östliche Dorschbestand befindet sich auf einem historischen Tiefstand und deutlich unter dem Vorsorgereferenzpunkt (Bpa). Dieser Referenzpunkt soll die langfristige Produktivität des Bestandes sicherstellen. Fällt der Bestand unter dieses Niveau, sollen Maßnahmen zur Bestanderholung ergriffen werden.



**Abbildung 4** Entwicklung des östlichen Dorschbestandes der Ostsee (durchgezogene Linie) und des Fangaufkommens (gestrichelte Linie - Bpa gepunktete Linie) (Döring et al. 2005).

Die Laicherbestandsbiomasse des östlichen Dorschbestandes der Ostsee befindet sich seit vielen Jahren deutlich unterhalb des Vorsorgereferenzwertes. Die Fänge befinden sich aus diesem Grund auf einem verglichen mit den 1980er Jahren sehr niedrigen Niveau. Ein Wiederaufbau würde wieder deutlich höhere Anlandungen ermöglichen.

Die folgende Tabelle gibt nun die externen Effekte unterschiedlicher Fangtechniken in der Ostseefischerei an.

**Tabelle 1** Fangtechniken in der Ostsee und ihre externen Effekte (Döring et al. 2005).

	<b>Beifang untermaßiger der Zielart</b>	<b>Beifang Nicht-Zielarten</b>	<b>Beifang Vögel und Meeressäuger</b>	<b>Negative Effekte auf Habitate</b>
<b>Stellnetz</b>	Niedrig	Niedrig bei richtiger Fangplatzwahl	z.T. hoch, Fangplatzwahl wichtig	Niedrig
<b>Reuse</b>	Niedrig, aber höher als beim Stellnetz	Kein Problem, da Beifang überlebt	Reuse muss abgedeckt werden	Niedrig
<b>Langleinen</b>	Niedrig	Niedrig	Kaum	Niedrig
<b>Freiwasser-Schleppnetze</b>	Hängt von Maschenweite ab, Probleme mit Überleben Entkommener	Kann Problem sein, z.B. Dorschbeifang in der Heringsfischerei	Niedrig	Niedrig
<b>Grund-Schleppnetz</b>	Hoch, da Fluchtfenster und Maschenweiten oft nicht ausreichend	Hoch, weil alle Fische vor der Grundleine ins Netz kommen	Niedrig	Hoch, Zerstörungen am Meeresboden, Einebnen von Strukturen etc.

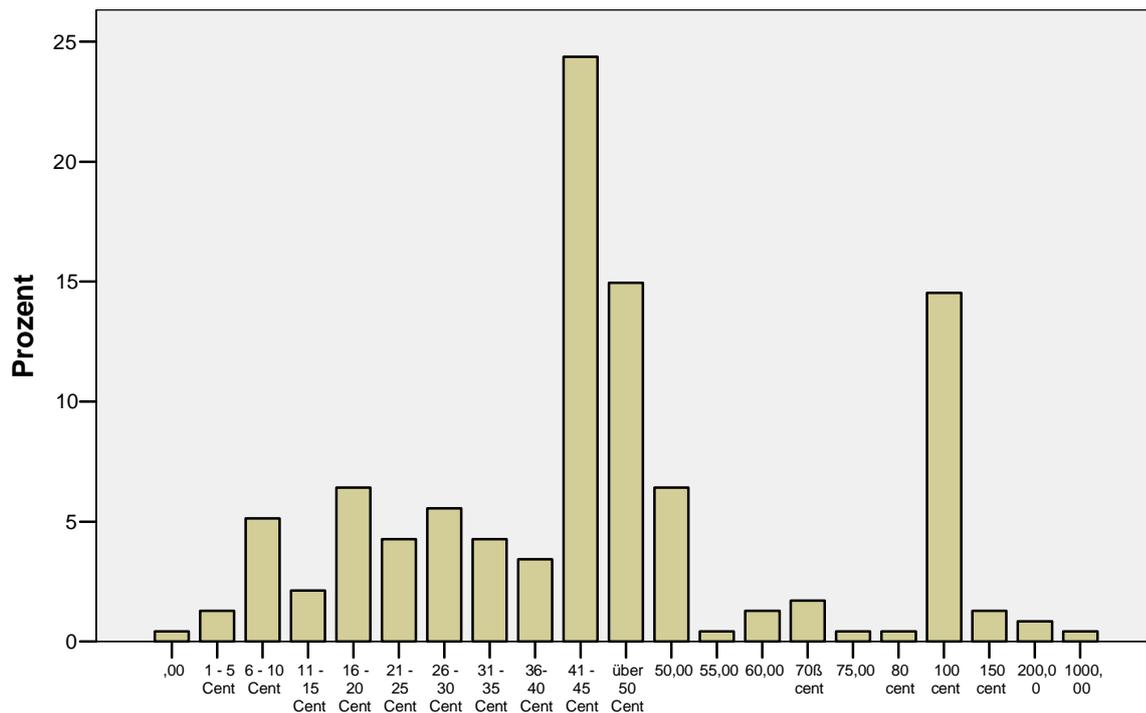
Zur Minimierung der externen Effekte und damit Erfüllung der Kriterien für Prinzip 2 des MSC kommen als langfristig verträgliche Fangtechniken Langleinen oder Stellnetze in Betracht. Bei Stellnetzen muss allerdings der Vogelbeifang minimiert werden. Langleinen werden wegen zu hoher Fangkosten aufgrund des notwendigen vermehrten Arbeitseinsatzes derzeit nicht eingesetzt, könnten langfristig aber wirtschaftlich werden, wenn die Bestände wieder aufgebaut würden und die Fängigkeit sich verbessert (Döring et al. 2005). Das eigentliche Problem liegt aber im Management des Bestandes. Als ‚außerhalb sicherer biologischer Grenzen‘ eingeschätzt ist der Bestand heute nicht zertifizierbar oder nur dann, wenn ein überzeugendes Wiederaufbauprogramm beschlossen würde. Das verabschiedete Programm der EU-Kommission erfüllt diese Kriterien bei weitem noch nicht (Döring 2006).

Wenn jetzt der Dorschbestand zertifiziert werden sollte, müssen strengere Wiederaufbaupläne verabschiedet werden. Der MSC schließt eine Zertifizierung überfischter

Bestände nicht grundsätzlich aus, verlangt dann aber Wiederaufbaumaßnahmen. Hier setzt allerdings auch die Kritik am MSC an. Bisher wurde vor allem kritisiert, dass nur Basisstandards ausreichen, um zertifiziert zu werden. Zusätzlich sei es nicht richtig, auch unter bestimmten Bedingungen Fischereien in übernutzten Beständen zu zertifizieren, wenn ein Wiederaufbauprogramm eingeführt wurde. Nur wenn dann der Bestand wieder aufgebaut und die Fischerei darauf als nachhaltig zu bezeichnen ist, dürfe das Zertifikat vergeben werden. Auch sei die Beteiligung von Stakeholdern außerhalb der Industrie zu gering (Highleyman et al. 2004, Bridgespan Group 2004, Greenpeace 2004). Mittlerweile hat der MSC reagiert und Änderungen vorgenommen. Es ist aber zu betonen, dass der MSC die von der FAO vorgegebenen Standards für eine nachhaltige Fischerei (aus dem Code of Conduct for responsible fisheries (FAO 2006)) immer schon voll erfüllt. Grundsätzlich darf bei dieser Diskussion der zeitliche und monetäre Aufwand bei der Festlegung und Erfüllung von MSC-Kriterien nicht außer Acht gelassen werden. Letztlich ist die Entscheidung immer eine Gratwanderung zwischen Maximalforderungen und Machbarkeit. Die starke Beteiligung von Stakeholdern bei Entscheidungsprozessen und der Diskurs mit demokratischer Abstimmung machen den schmalen Grad der sinnvollen Kriterien und ihrer Erfüllung gegebenenfalls begehbar. Denn hier sitzen alle Beteiligten an einem Tisch und können Argumente austauschen. Es bleiben aber Probleme im Hinblick auf die begrenzte Möglichkeit der Konsumenten, alle negativen Folgen der Fischerei zu erfassen und Vertrauen in ein Siegel aufzubauen.

Für die Fragestellung hier ist insbesondere interessant, ob es Hinweise darauf gibt, wie sich die Zertifizierung auf den Arten- und Habitatschutz ausgewirkt hat. Aufgrund der wenigen bisher zertifizierten Fischereien und der kurzen Zeitspanne, die gelabelte Produkte verfügbar sind, können bisher nur Tendenzaussagen getroffen werden. In einer Untersuchung des MSC wurden 10 zertifizierte Fischereien untersucht, die sich nach 5 Jahren erneut der Zertifizierung unterziehen müssen. Hier stellte sich heraus, dass es in vielen Fischereien zu einer positiven Entwicklung, vor allem im Hinblick auf Prinzip 2 (ökologische Kriterien), gekommen ist (MSC 2006). Es wurde aber auch festgestellt, dass in einigen Fischereien kaum Fortschritte erzielt wurden und dass z.T. die Zertifizierung nicht für Erfolge verantwortlich sei. Auch sei die Zeit zu kurz gewesen, um schon signifikante Verbesserungen durch die Zertifizierung festzustellen. Grundsätzlich jedoch überwiegen eindeutig die positiven Signale. Die rasante Zunahme der zertifizierten Fischereien lässt auch vermuten, dass die Akzeptanz wächst und nähere Untersuchungen werden zeigen, inwieweit sich eine Zertifizierung langfristig positiv auf Arten- und Habitatschutz auswirkt.

Aus einer Befragung von Touristen in Mecklenburg-Vorpommern sowie zweier Kontrollgruppen in München und Berlin (insgesamt 304 Interviews) zur Zertifizierung von Fisch liegen inzwischen einige Ergebnisse vor (Döring & Wichtmann 2007). Danach sind grundsätzlich 84 % der Befragten bereit, für zertifizierten Fisch mehr zu bezahlen. Die durchschnittliche zusätzliche Zahlungsbereitschaft beträgt etwa 10 % (siehe Abb. 5).



**Abbildung 5** Zahlungsbereitschaft für zertifizierten Frischfisch (Döring & Wichtmann 2007).

Die Befragten wurden auch um eine Einschätzung der einem Zertifizierungsverfahren zugrunde liegenden Standards befragt. Dabei wird ein strenger Standard bei der Fische-reizertifizierung vorgezogen (über 80 % für strengeren als den Basisstandard). Im Gegen-satz dazu hatten die Befragten bei der Frage nach der Zertifizierung im Bereich des öko-logischen Landbaus jeweils mit gut 33 % für einen strengeren Standard plädiert bzw. das EU-Biosiegel als ausreichend charakterisiert (Döring & Wichtmann 2007). Die Gründe dafür sind aber nicht erfragt worden. Zusätzlich sprachen sich die Teilnehmer dafür aus, dass es möglichst wenige verschiedene Zertifizierungssysteme gibt, um nicht durch eine Vielzahl von Labels verwirrt zu werden.

Als grundsätzliches Ergebnis der Befragung kann festgehalten werden, dass die Befragten eine hohe Bereitschaft zum Kauf zertifizierter Produkte ausdrückten und dass über ein solches freiwilliges System naturschutzgerechte Nutzungsformen gestärkt werden könnten. Es ist zusätzlich davon auszugehen, dass aufgrund der Konzentration der Informationsbeschaffung bei einem Zertifizierer die Informationskosten der Konsu-menten erheblich sinken und damit von einem effizienten Instrument gesprochen werden kann.

### 3.2 Ökolandbau

Im Bereich ökologischer Landwirtschaft gibt es deutlich mehr Erfahrungen. Einige Organisationen existieren schon sehr lange (z.B. Demeter) und es liegen inzwischen auch Studien vor, die Auswirkungen auf Arten und Habitate zeigen (u.a. Oppermann et al. 2004, Niedermeier & van Elsen 2003).

Mittlerweile gibt es allein in Deutschland ein gutes Dutzend unterschiedlicher Zeichen für landwirtschaftliche Produkte, die nach bestimmten Kriterien hergestellt wurden. Am bekanntesten sind sicherlich Bioland, Demeter, Biopark und Naturland. Daneben gibt es inzwischen durch die EU eine Verordnung für ein EU-Biosiegel, womit Basisstandards definiert sind. Viele der nichtstaatlichen Siegel weisen deutlich strengere Auflagen als das EU-Biosiegel auf.

Der Markt für Bioprodukte wächst im Moment erheblich. Die Flächenzunahme in Deutschland ist aber begrenzt. Die Angebotszunahme wird überwiegend aus Importen gedeckt, die zumeist nach der EU-Biorichtlinie produziert wurden. In der Bevölkerung besteht eine hohe Akzeptanz für die deutschen Bioverbände, aber auch für das staatliche Bio-Siegel.

Dies zeigt sich nicht zuletzt daran, dass über 35.000 Produkte (Stand 12/2006) inzwischen mit dem Siegel ausgezeichnet sind (BMELV 2006). Für den Biomarkt werden darüber hinaus weiter hohe Wachstumsraten vorausgesagt (Hamm & Rippin 2005).

Der gravierende Unterschied zur Fischerei liegt darin, dass hier Produktionsprozesse transparenter sind und damit leichter kontrollierbar. Die Inputfaktoren sind steuerbar, d.h. es können gezielt Maßnahmen zur Erreichung eines Zieles eingesetzt werden. Dies betrifft aber im Wesentlichen den abiotischen Ressourcenschutz (Boden, Grundwasser) und nicht so sehr den Erhalt der Artenvielfalt, was im Sinne des Naturschutzes prioritär wäre. Ziel des Ökolandbaus ist es ebenfalls, eine große Menge der angebauten Feldfrucht zu ernten, jedoch werden dazu nur sehr eingeschränkte Maßnahmen erlaubt, die i.d.R. arbeitsaufwändig sind (striegeln, hacken etc.). Trotz einer ähnlichen Zielsetzung wie in der konventionellen Landwirtschaft zeigen Ergebnisse von Studien dennoch, dass der Arten- und Biotopschutz im ökologischen Landbau Vorteile in den folgenden Bereichen zeigt (Auswahl – Oppermann et al. 2004):

- bessere Nahrungsgrundlage für Vögel
- mehr Schmetterlingsarten
- höhere Vorkommen an Laufkäfern, Kreuzflüglern und Spinnen
- Förderung der Bodenmikroorganismen und Bodentiere
- mind. zwei- bis dreimal so viele Ackerwildkrautarten

Der ökologische Landbau erfolgt ebenfalls in den meisten Fällen eine Zertifizierung durch eine private Organisation, die akkreditierte Unternehmen mit der Zertifizierung beauftragt. Kontrollen werden unter der Aufsicht der Organisation durchgeführt, die aber natürlich ein hohes Interesse hat, dass die Kriterien auch eingehalten werden. Die Erfahrungen mit dem ökologischen Landbau zeigen, dass

- eine hohe Akzeptanz bei den Konsumenten für diese Art der Zertifizierung besteht,
- durch die Kontrollierbarkeit von Produktionsprozessen die Nachvollziehbarkeit einfacher ist,
- das Produkt selbst unterscheidbar ist,
- positive Auswirkungen auf den Arten- und Biotopschutz zu erkennen sind, und
- steigender Absatz auf eine Realisierung von Zahlungsbereitschaften schließen lässt – Preise für zertifizierte Produkte sind deutlich höher.

## 4 Fazit und Ausblick

Die beiden Fallbeispiele Fischerei und ökologischer Landbau zeigen Gemeinsamkeiten aber auch Unterschiede bei der Beurteilung, wie sich die Zertifizierung auf den Schutz von Arten und Habitaten auswirkt. In der Fischerei ist der Zeitraum sicher noch zu kurz, um eine abschließende Beurteilung treffen zu können. Die ersten Untersuchungen lassen aber vermuten, dass durch die Zertifizierung Verbesserungen eintreten. Langfristig wird sich der Erfolg hier aber insbesondere daran messen lassen müssen, inwieweit es gelingt, überfischte Bestände und hohe externe Effekte verursachende Bestandsnutzungen durch eine Zertifizierung in nachhaltige Nutzungssysteme umzubauen. Die bisherigen Zertifizierungen bezogen sich fast ausschließlich auf vergleichsweise nachhaltige Fischereien (Döring & Wichtmann 2007).

Etwas anders sieht es im ökologischen Landbau aus. Dort gibt es inzwischen einen viel längeren Zeitraum von zertifizierten Nutzungen (Demeter gibt es seit rund 80 Jahren) und somit auch mehr Erfahrung. Auf einigen Flächen wurden inzwischen Untersuchungen bezüglich des abiotischen Ressourcenschutzes und der Entwicklung von Lebensgemeinschaften vor und nach der Umstellung auf ökologischen Landbau durchgeführt. Hier zeigen sich deutliche Verbesserungen des Schutzes von Arten und Habitaten gegenüber nichtzertifizierten, konventionellen Nutzungen. Jedoch sind spezielle Programme notwendig, wenn es um gezielten Schutz gehen soll (Neumann et al. 2005).

Der ökologische Landbau ist im Hinblick auf die Informationsverfügbarkeit für den Konsumenten darüber hinaus auch leichter zu beurteilen. Die Flächen sind zu besichtigen, unabhängige Labors führen Rückstandsuntersuchungen an Produkten durch, etc.. Der ganze Prozess ist damit wesentlich transparenter als im Bereich der Fischerei. Dort sieht man nicht, was genau sich unterhalb des Wasserspiegels abspielt.

Die Zertifizierung ist ein Instrument zur freiwilligen Internalisierung externer Effekte und trotz der zuletzt geschilderten schwierigen Zurechnung von positiven Wirkungen (Fischerei) bzw. der anderen Zielrichtung (Ökolandbau) mit positiven Nebeneffekten, gut geeignet, die Informationskosten insbesondere bei komplexen Produktionsabläufen zu senken. Im konkreten Fall hängt der Erfolg von der Ausgestaltung der Kriterien ab und davon, inwieweit die Konsumenten der Zertifizierung vertrauen. Grundsätzlich schafft die Zertifizierung jedoch eine Transparenz im Produktionsprozess die sonst nicht

vorhanden wäre und somit komplexe Produktionsabläufe für die Kunden einschätzbar in ihren Wirkungen auf Natur und Umwelt macht.

## Literatur

- Bridgespan Group (2004) *Fishery Certification. Summary of Analysis and Recommendations*. Boston: Bridgespan.
- BMELV (2006) Marktimplementierung des Bio-Siegels – *Monatsbericht Dezember 2006*. Download am 07.05.07 von <http://www.bio-siegel.de/uploads/media/monatsbericht-2006-12.pdf>
- Crespi, J. M. (2005) Eco-labelling economics: is public involvement necessary? In Krarup, S. & Russell, C. S. (Hrsg.). *Environment, information and consumer behaviour*. Cheltenham: Edward Elgar, S. 93-109.
- Bartolomäus, C., Beil, T., Bender, S. & Karkow, K. (2004) Kontingente Bewertung – und was dann? In Döring, R. & Rühls, M. (Hrsg.) *Ökonomische Rationalität und praktische Vernunft*. Würzburg: Könighausen & Neumann, S. 229-246.
- Döring, R. (2006) Investing in natural capital - the case of fisheries. In Sumaila, U. R. & Marsden, A. D. (eds.) North American Association of Fisheries Economists Forum Proceedings. *Fisheries Centre Research Reports* 14 (1). Vancouver: Fisheries Centre University of British Columbia, S. 49-64.
- Döring, R., Bender, S., Brosda, K., Kraus, G., Kube, J., Laforet, I., Schaber, M., Schulz, N. & Sordyl, H. (2005) Wege zu einer natur- und ökosystemverträglichen Fischerei am Beispiel ausgewählter Gebiete der Ostsee. Endbericht im F&E-Vorhaben FKZ 802 25 010 des Bundesamtes für Naturschutz, *BfN-Skript* Nr. 170. Bonn: BfN.
- Döring, R. & Wichtmann, W. (2007) Öko-Kennzeichnung von Produkten der Seefischerei. *Endbericht zum Forschungsauftrag 05HS030 des BMELV*. Greifswald: Lehrstuhl für Landschaftsökonomie.
- EU-Commission (1991) EU-Öko-Verordnung – Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991. *ABl. der Europäischen Gemeinschaften* Nr. L 198 vom 22.07.1991.
- FAO (2005) *Guidelines for the ecolabelling of fish and fishery products from marine capture fisheries*. Rome: FAO.
- FAO (2006) Implementation of the 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries. *FI Programme Websites*. FAO (Rome) Stand: 17.01.2007.
- Greenpeace (2004) The Marine Stewardship Council – A Greenpeace Perspective. Download am 22.11.06 unter: <http://www.greenpeace.org/deutschland/>.
- Hamm, U. & Ripplin, M. (2005) Ungleiches Wachstum – Der Ökomarkt in Deutschland. In Agrarbündnis (Hrsg.) *Landwirtschaft 2005 – Der kritische Agrarbericht*. Rheda-Wiedenbrück: AbL-Verlag, S. 120-125.
- Highleyman, S., Amos, A. M. & Cauley, H. (2004) Wildhavens. An Independent Assessment of the Marine Stewardship Council. prepared for: Homeland Foundation, oak Foundation and the Pew Charitable Trust. Download am 22.11.06 unter: <http://www.alaskaoceans.net/aboutus/documents/WildhavensMSC.pdf>

- Karl, H. & Orwat, C. (1999) Economic aspects of environmental labelling. In Folmer, H., Tiltner, T. & Elgar, E. (Hrsg.) *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999/2000. A Survey of Current Issues*. Cheltenham: Edward Elgar, S. 107-170.
- Kuckartz, U. & Rheingans-Heintze, A. (2004) Umweltbewusstsein in Deutschland 2004. Download am 22.11.06 unter: <http://www.umweltbewusstsein.de/ub/deutsch/-2004/ergebnisse/ergebnisse.html>
- LeBlanc, C. (2003) Ecolabelling in the fisheries sector. *Ocean Yearbook* 17, S. 93-141.
- Neumann, H., Geweke, O., Mauscherning, I., Schütz, W. Loges, R. Roweck, H. & Taube, F. (2005) Effekte der Umstellung auf ökologischen Landbau auf die Segetalflora zweier Ackerbaubetriebe in Schleswig-Holstein. In Heß, J. & Rahmann, G. (Hrsg.) *Ende der Nische – Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Kassel: Unidruckerei.
- Niedermeier, M. & van Elsen, T. (2003) Wie schätzen Öko-Landwirte ihren Beitrag zum Naturschutz ein? – Ergebnisse einer bundesweiten Befragung von Naturland Betrieben. In Rahmann, G. & van Elsen, T. (Hrsg.) *Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 272*, S. 73-82.
- MSC (2006) *Environmental benefits resulting from certification against MSC's Principles & Criteria for Sustainable Fishing*. London (MSC).
- Nunes, P. A. L. D. & Eko Riyanto, Y. (2005) The use of certification and eco-labelling as a market based policy instrument for biodiversity management. In Krarup, S. & Russell, C. S. (Hrsg.) *Environment, information and consumer behaviour*. Cheltenham: Edward Elgar, S. 141-157.
- Oppermann, R., Hötter, H., Krismann, A. & Blew, J. (2004) Wie viel Naturschutz leisten die Ökolandbaubetriebe jetzt und welche Perspektiven gibt es für die Zukunft? - Ergebnisse einer bundesweiten Untersuchung. In Rahmann, G. & van Elsen, T. (Hrsg.) *Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus*. Braunschweig: *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 272*, S. 83-96.
- Wessel, C., Johnston, R. J. & Donath, H. (1999) Assessing Consumer Preferences for Ecolabeled Seafood: The Influence of Species, Certifier, and Household Attributes. *American Journal of Agricultural Economics* 81, S. 1084-89.

# Der europäische und nationale Rechtsrahmen für den Naturschutz

## Lässt er genügend Handlungsspielräume für effiziente Naturschutzlösungen?

Wolfgang Köck & Stefan Möckel

Naturschutz vollzieht sich in einem rechtlichen Rahmen. Dieser Rechtsrahmen wird heute nicht mehr ausschließlich national bereitgestellt, sondern in zunehmendem Maße durch Rechtsbildung auf der Ebene der Europäischen Gemeinschaft (EG). Durch die europäische Vogelschutz-Richtlinie (VS-RL)<sup>1</sup> und die europäische Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL)<sup>2</sup> ist der Naturschutz mit Blick auf den besonderen Gebietsschutz und den Artenschutz deutlich effektiviert worden. Für die Errichtung des kohärenten europäischen Netzes „Natura 2000“ erfolgt die Unterschutzstellung der dafür notwendigen Gebiete nicht mehr auf der Grundlage einer regionalen Abwägung der Vor- und Nachteile durch Ausübung eines Verordnungsermessens, sondern auf der Grundlage einer eindeutigen gesetzgeberischen Prioritätensetzung für den Naturschutz, soweit bestimmte Arten bzw. Habitattypen betroffen sind. Und auch der Artenschutz findet seine Grenzen nicht mehr in der „unausweichlichen Konsequenz rechtmäßigen Handelns“, wie es das Bundesverwaltungsgericht einmal ausgedrückt hat,<sup>3</sup> sondern ist in der Lage, sich auch gegen Vorhaben durchzusetzen, für die im Einzelfall überwiegende Gründe des öffentlichen Interesses sprechen.

Wie ist all dieses vor dem Hintergrund des Effizienzpostulates zu bewerten? Mit dieser Fragestellung befasst sich der folgende Beitrag. Er beginnt mit einer kurzen Verständigung darüber, was Effizienz bedeutet (Teil 1), analysiert im Anschluss daran ausführlich den europäischen (Teile 2 und 3) und den nationalen Rechtsrahmen (Teile 4) für den Naturschutz und bewertet diesen am Maßstab des Effizienzpostulates. Dabei wird ein besonderes Augenmerk auf das Auffinden von Entscheidungsspielräumen als Suchräume für Effizienzüberlegungen gelegt.

---

1 RL (EG) Nr. 79/409 des Rates v. 2. 4. 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, ABl. Nr. L 103 v. 25. 4. 1979, S. 1 ff.

2 RL (EG) Nr. 92/43 des Rates v. 21. 5. 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, ABl. Nr. L 206 v. 22. 7. 1992, S. 7 ff.

3 Siehe die Leitentscheidung des Bundesverwaltungsgerichts v. 11.1.2001 – 4 C 6.00 –, BVerwGE 112, 321 (330).

## 1 Zum Begriff der Effizienz

Handeln am Maßstab der Effizienz bedeutet, dass Verschwendungen zu vermeiden sind. Bezogen auf den Naturschutz bedeutet dies, dass er so durchzuführen ist, dass politisch gesetzte bzw. rechtsverbindlich festgelegte Naturschutzziele zu geringstmöglichen volkswirtschaftlichen Kosten erbracht werden (**Minimalprinzip**), bzw. dass mit einem gegebenen Mitteleinsatz möglichst viel Naturschutz erzielt wird (**Maximalprinzip**). Man spricht insofern auch von **Kosteneffizienz**, um deutlich zu machen, dass nicht die Zielsetzung selbst zum Gegenstand der Effizienzbetrachtung wird. Eine totale (umfassende) Effizienzbetrachtung hätte demgegenüber noch einen darüber hinausgehenden Anspruch: sie würde den Nutzen verschiedener umweltschutzbezogener Politikziele bzw. gar den Nutzen verschiedener konkurrierender Politikziele (Miteinsatz für mehr Umweltschutz vs. Miteinsatz für mehr Wirtschaftskraftentwicklung) vergleichend berücksichtigen, um die Mittel dort zum Einsatz zu bringen, wo sie den größten gesellschaftlichen Nutzen versprechen.

Im Bereich des europäischen Naturschutzes hat der europäische Gesetzgeber seine Ziele mittlerweile rechtsverbindlich formuliert, indem er bestimmt hat,

- dass ein europäisches Netz von besonderen Schutzgebieten zu schaffen ist, das alle wichtigen europäischen Habitattypen und Arten berücksichtigt (Art. 3 ff. FFH-RL mit den Anhängen I und II) und
- dass u. a. die Lebensstätten besonders geschützter Arten auch außerhalb von besonderen Schutzgebieten streng zu schützen sind (Art. 12 ff. FFH-RL mit Anhang IV; Art. 5 VS-RL).

Durch diese politischen Festlegungen, die durch die FFH-RL bzw. die VS-RL und transformierende nationalrechtliche Vorschriften einen rechtsverbindlichen Rahmen bekommen haben, wird das Anliegen eines effizienten Naturschutzes auf die kostengünstigste Erreichung der Zielvorgaben fokussiert.

Allerdings sind gesetzgeberische Zielvorgaben in den seltensten Fällen vollständig. Auch das europäische Naturschutzrecht lässt den Mitgliedstaaten in mancherlei Hinsicht Entscheidungsspielräume, z. B. dadurch, dass die praktische Durchführung des Gebietschutzes den Mitgliedstaaten überlassen bleibt (Art. 4 Abs. 4 i. V. m. Art. 1 lit. I) FFH-RL) und unter bestimmten Konstellationen in den Bestand besonderer Schutzgebiete bzw. in den Bestand geschützter Arten eingegriffen werden darf, wenn zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art, vorliegen, zumutbare Alternativen nicht gegeben sind und durch Ausgleichsmaßnahmen die Kohärenz des Schutzgebietsnetzes, bzw. – bezogen auf den Artenschutz – der günstige Erhaltungszustand der Population gewahrt wird (Art. 6 Abs. 4 und Art. 16 FFH-RL; enger demgegenüber: Art. 9 VS-RL). In diesem Bereich öffnet sich die Effizienzbetrachtung wieder; sie ist dann nicht auf eine Kosteneffizienzbetrachtung reduziert, sondern lässt eine neue Zielformulierung – und damit eine Neubestimmung dessen, was eine effiziente Lösung ist - zu, soweit diese sich als überwiegendes öffentliches Interesse legitimieren kann.

## 2 Der europäische Rechtsrahmen für den Naturschutz – Gebietsschutz nach Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG)

Bis zum Erlass der FFH-Richtlinie beschränkte sich der Arten- und Gebietsschutz auf den Schutz wildlebender Vogelarten, wobei Bedeutung und Umfang der betreffenden Vogelschutzrichtlinie (RL 79/409/EWG) lange Zeit verkannt wurden. Erst mit der Erweiterung auf alle wildlebenden Arten und Biotope drang der europäische Naturschutz ins öffentliche Bewusstsein. Ganz wesentlich für den Bedeutungswandel war die verbindliche Errichtung eines kohärenten europäischen Biotopverbundnetzes „Natura 2000“ zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Gemeinschaft. Das Netz soll die Artenvielfalt sichern, indem natürliche Lebensräume erhalten und günstige Erhaltungszustände bewahrt bzw. wiederhergestellt werden, wobei auch den Anforderungen von Wirtschaft, Gesellschaft und Kultur Rechnung zu tragen ist (Art. 2 FFH-RL).

### 2.1 Schutzgebietsauswahl

Aus den Erfahrungen der zurückhaltenden Ausweisung von Vogelschutzgebieten durch die Mitgliedstaaten hat die FFH-Richtlinie die Festsetzung der zu schützenden Gebiete nicht mehr ausschließlich den Mitgliedstaaten überlassen, sondern die **Bestimmung der „Natura 2000“ Gebiete** (FFH-Gebiete) im Hinblick auf die Schaffung eines kohärenten Netzes **der Europäischen Kommission übertragen**. Den Mitgliedstaaten verblieben das Vorschlagsrecht (Erstellung einer nationalen Gebietsliste) und die abschließende Ausweisung der durch die Kommission (im Einvernehmen mit den Mitgliedstaaten) ausgewählten besonderen Schutzgebiete. Die Benennung und Ausweisung erfolgt allein nach naturschutzfachlichen Kriterien (Art. 4 I i. V. m. Anhang III FFH-RL) ohne Berücksichtigung sonstiger Gründe des Gemeinwohls, auch wenn diese als zwingend angesehen werden.<sup>4</sup> Soziale und wirtschaftliche öffentliche Interessen bleiben anders als bei nationalen Schutzgebietsausweisungen (§§ 22 ff. BNatSchG; siehe Abschnitt 4.1) unberücksichtigt. Den für die Gebietsauswahl zuständigen Behörden wird weder ein Verwaltungsermessen noch ein Beurteilungsspielraum<sup>5</sup> zuerkannt, wie er noch bei den Vogelschutzgebieten eingeräumt war.<sup>6</sup>

---

4 EuGH Urt. v. 11.6.96 – Rs. C-44/95 –, Slg. 1996, I-3805 Rn. 22-42; Urt. v. 7.11.2000 – Rs. C-371/98 –, Slg. 2000, I-9235 Rn. 22 ff.; Urt. v. 23.3.2006 – Rs. C-209/04 –, *Wachtelkönig*, Slg. 2006, I-2755 Rn. 33, 40; BVerwG, DVBl. 2001, 375 (376); DVBl. 2003, 534 (537 f.).

5 EuGH Urt. v. 7.11.2000 – Rs. C-371/98 –, Slg. 2000, I-9235 Rn. 23 ff.; BVerwG, Urt. v. 19.5.1998 – 4 A 9.97 –, E 107, 1 (23 f.); BVerwG Urt. v. 31.01.2002 – 4 A 21/01 –, NVwZ 2002, 1103 (1106 Rn. 48).

6 Nach Art. 4 Abs. 1 S. 4 VS-RL waren nur die zahlen- und flächenmäßig *geeignetsten* Gebiete auszuweisen, woraus der EuGH einen gewissen (fachlichen) Beurteilungsspielraum der Mitgliedsstaaten ableitete (EuGH Urt. v. 28.2.1991, Rs. C-57/89, Slg. 1991, I-883 Rn. 20; Urt. v. 23.3.2006 – Rs. C-209/04 –, *Wachtelkönig*, Slg. 2006, I-2755 Rn. 33).

Eigenständige Gestaltungsmöglichkeiten stehen den Mitgliedstaaten erst bei der Form der Schutzgebietsausweisung und bei der Festlegung der nötigen Erhaltungsmaßnahmen und integrierten Bewirtschaftungspläne (**Managementpläne**) zu. Während Vogelschutzgebiete gemäß Art. 4 Abs. 1 S. 4 VS-RL mit einem rechtlichen Schutzgebietsstatus zu versehen sind<sup>7</sup>, müssen die Mitgliedstaaten FFH-Gebiete nicht durch verbindliche Rechts- oder Verwaltungsvorschriften ausweisen, sondern können auch vertragliche Vereinbarungen treffen, sofern sie einen gleichwertigen Schutz der Gebiete dauerhaft gewährleisten (Art. 1 lit. I) FFH-RL; § 33 Abs. 4 BNatSchG).<sup>8</sup> Regelmäßig wird aber die in § 33 Abs. 2 BNatSchG *als Standard* vorgesehene Ausweisung in einer der nationalen Schutzkategorien (insbesondere Naturschutzgebiete und Nationalparks) die geeignetste Schutzform sein.<sup>9</sup>

Von größerer Bedeutung für effiziente Naturschutzlösungen dürfte die konkrete **Festlegung der Erhaltungsmaßnahmen** sein (Art. 6 Abs. 1 FFH-RL). Zwar beruht auch diese allein auf den naturschutzfachlichen Beurteilungen der Erhaltungsziele. Gleichwohl ist den Mitgliedstaaten ein Beurteilungs- und auch Ermessensspielraum bei der Maßnahmenauswahl einzuräumen, bei der zwar wirtschaftliche oder soziale Aspekte keine Rolle spielen dürfen, Fragen der Effizienz im Hinblick auf den Habitatschutz aber wegen der Geltung des Verhältnismäßigkeitsprinzips im Übrigen aber zu berücksichtigen sind. Denn nicht nur bei der Frage nach der Erforderlichkeit der Maßnahmen für den Erhalt oder die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes, sondern auch bei der Wahl zwischen rechtlichen Instrumenten (z. B. Ge- und Verboten) und vertraglichen Vereinbarungen (z. B. Nutzungsverzicht, Pflegeverträge)<sup>10</sup> sind die Maßnahmen nach Wirksamkeit und Aufwand miteinander zu vergleichen. Demgegenüber darf die Pflicht der Mitgliedstaaten, die Kosten für die Durchführung der nötigen Erhaltungsmaßnahmen abzuschätzen und der Kommission zu übermitteln (Art. 8 Abs. 1 FFH-RL), keinen Einfluss auf Auswahlentscheidungen haben (siehe Kriterien Anhang III Phase 2 FFH-RL). Die Kostenermittlung dient allein der Vorbereitung einer Ko-Finanzierung durch die EG.<sup>11</sup>

<sup>7</sup> EuGH Urt. v. 23.3.2006 – Rs. C-209/04 –, *Wachtelkönig*, Slg. 2006, I-2755 Rn. 32.

<sup>8</sup> Ob vertragliche Vereinbarungen tatsächlich einen vergleichbaren Schutz gewährleisten ist insoweit fraglich, als die Vereinbarung nur zwischen den Parteien gilt und nicht gegenüber jedermann (skeptisch *Wolf* (2005), S. 452).

<sup>9</sup> *Sparwasser/Engel/Vofskuhle* (2003), § 6 Rn. 228; *Fischer-Hüftle* (1999), S. 67; *Niederstadt* (1998), S. 518.

<sup>10</sup> Nach Ansicht der Europäischen Kommission sind die möglichen Instrumente gleichrangig und bleibt die Wahl gemäß dem europäischen Subsidiaritätsprinzip den Mitgliedstaaten überlassen (Europäische Kommission (2000), S. 21 f. Der Bundesgesetzgeber hat hingegen in § 33 BNatSchG einen Vorrang der Schutzgebietsausweisung normiert (vgl. *Sparwasser/Engel/Vofskuhle* (2003), § 6 Rn. 229).

<sup>11</sup> Vgl. Mitteilung der Europäischen Kommission (2004) zur Finanzierung von Natura 2000.

## 2.2 Schutzregime für ausgewählte Gebiete<sup>12</sup>

Zum Schutz der Gebiete und der zu treffenden Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen enthält Art. 6 Abs. 2 FFH-RL ein **allgemeines Verschlechterungs- und Störungsverbot**, das für alle Aktivitäten und vorhersehbaren Ereignisse – auch außerhalb der Schutzgebiete – gilt und gemäß dem EuGH auch Verschlechterungen umfasst, die aus Unachtsamkeit oder Unterlassen entstehen.<sup>13</sup> Unter das Verbot fallen daher auch nichtgenehmigungspflichtige Tätigkeiten und bestehende Nutzungen, wie z. B. die landwirtschaftliche Bewirtschaftung<sup>14</sup>. Die Mitgliedstaaten sind verpflichtet, mit geeigneten Maßnahmen Verschlechterungen der natürlichen Lebensräume und Habitate sowie Störungen von Arten zu vermeiden, soweit sie für die Ziele der FFH-RL und die konkreten Erhaltungsziele des Gebietes relevant<sup>15</sup> bzw. im Fall einer Störung erheblich sind.

Bei Projekten<sup>16</sup> sowie bei behördlichen Plänen<sup>17</sup> ist im behördlichen Zulassungs- oder Kontrollverfahren bzw. Aufstellungsverfahren nach Art. 6 Abs. 3 FFH-RL eine **Verträglichkeitsprüfung** durchzuführen, wenn eine erhebliche Beeinträchtigung im Rahmen einer Vorprüfung („Screening“) anhand objektiver Umstände nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann.<sup>18</sup> Ausgeübte Tätigkeiten, die sich auf eine frühere Zulassung stützen können, bedürfen grundsätzlich keiner expliziten Prüfung, sondern es gilt allein das Verschlechterungs- und Störungsverbot aus Art. 6 Abs. 2 FFH-RL.

---

<sup>12</sup> Siehe Übersicht in Abbildung 1 auf Seite 10.

<sup>13</sup> EuGH Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 30, 34; Urt. v. 29.1.2004 – Rs. C-209/02 –, *Wörschacher Moos*, Slg. 2004, I-1211 Rn. 24 ff.; Urt. v. 7.9.2004 – Rs. C-127/02 –, *Herzmuschelfischerei*, Slg. 2004, I-7405 Rn. 38; Europäische Kommission (2000), S. 25.

<sup>14</sup> Die landwirtschaftliche Nutzung soll nach der Definition des „Projekt“-Begriffs im Gesetzesentwurf der Bundesregierung zur Änderung des BNatSchG v. 14.2.2007 – [http://www.bmu.de/naturschutz\\_biologische\\_vielfalt/bundesnaturschutzgesetz/gesetzestext/doc/38751.php](http://www.bmu.de/naturschutz_biologische_vielfalt/bundesnaturschutzgesetz/gesetzestext/doc/38751.php) – in der Regel kein FFH-relevantes Projekt sein (kritisch zur Privilegierung NABU (2007), S. 6 f.; *Gellermann* (2007a), S. 168 f.).

<sup>15</sup> Europäische Kommission (2000), S. 26.

<sup>16</sup> Der EuGH versteht den „Projekt“ Begriff in Anlehnung an die Definition in Art. 1 Abs. 2 zweiter Gedankenstrich UVP-RL 85/337/EWG sehr umfassend und beschränkt ihn anders als § 10 Abs. 1 Nr. 11 b) und c) BNatSchG nicht nur auf genehmigungspflichtige Vorhaben und Eingriffe i. S. v. von § 18 Abs. 1 BNatSchG, sondern fasst hierunter alle Eingriffe in Natur und Landschaft, die sich nicht auf eine schon erteilte Genehmigung stützen können (vgl. EuGH Urt. v. 7.9.2004 – Rs. C-127/02 –, *Herzmuschelfischerei*, Slg. 2004, I-7405 Rn. 23 ff., 34; Urt. v. 11.1.2006 – Rs. C-98/03 – Deutschland, Slg. 2006, I-53 Rn. 41-45). Eine Beschränkung auf genehmigungspflichtige Projekte käme einer generalisierten, vom Gesetzgeber vorweggenommenen Verträglichkeitsprüfung gleich (*Fisahn* (2006), S. 138).

<sup>17</sup> Für Pläne kann wie beim Projektbegriff auf die entsprechende SUP-Richtlinie Bezug genommen werden. Ausdrücklich vom Anwendungsbereich des Art. 6 Abs. 3 FFH-RL ausgenommen sind Projekte und Pläne, die unmittelbar mit der Verwaltung des Gebietes in Verbindung stehen.

<sup>18</sup> EuGH Urt. v. 7.9.2004 – Rs. C-127/02 –, *Herzmuschelfischerei*, Slg. 2004, I-7405 Rn. 43 f.; Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 54. Siehe dazu auch *Köck* (2005), S. 467.

Um eine FFH-Prüfung zu gewährleisten, ist eine allgemeine Anzeigepflicht für potenziell FFH-relevante Vorhaben nötig (Siehe Art. 1 Nr. 4 des Entwurfs zur Änderung des BNatSchG (Fn. 14)).

Umgekehrt findet Art. 6 Abs. 2 FFH-RL auf Projekte und Pläne keine Anwendung, da Art. 6 Abs. 3 FFH-RL einen ausreichenden Schutz gewährt.<sup>19</sup>

Mit der Verträglichkeitsprüfung sollen mögliche erhebliche Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele rechtzeitig erkannt und grundsätzlich verhindert werden. Anders als die Umweltverträglichkeitsprüfung bei Projekten oder die Strategische Umweltverträglichkeitsprüfung bei Plänen und Programmen ist die FFH-Prüfung ein materieller Teil der Zulässigkeitsentscheidung. Die Zulassungsbehörde<sup>20</sup> muss prognostizieren, inwieweit eine erhebliche Beeinträchtigung der Gebiete wahrscheinlich ist. Diese Prognoseentscheidung darf sich allein auf naturschutzrechtliche Kriterien stützen; sonstige ökonomische oder soziale Belange müssen unberücksichtigt bleiben.<sup>21</sup> Richtschnur der Prüfung ist v. a. der in Art. 174 Abs. 2 UAbs. 1 EGV verankerte Vorsorgegrundsatz, weshalb ein Projekt oder Plan nur zulässig ist, wenn Gewissheit besteht, dass aus wissenschaftlicher Sicht keine vernünftigen Zweifel an dem Nichtvorliegen erheblicher Beeinträchtigungen bestehen.<sup>22</sup> Ausnahmen gestattet nur Art. 6 Abs. 4 FFH-RL.

Aufgrund des einzuräumenden Prognosespielraumes beschränkt sich die gerichtliche Kontrolle der Prüfung v. a. auf die Angemessenheit und die korrekte Anwendung der gewählten Untersuchungsmethode.<sup>23</sup> Die Prüfung muss insbesondere enthalten: (1) eine Erfassung und Beschreibung der maßgeblichen Lebensraumtypen und Arten; (2) die Bestimmung der Erhaltungs- und Entwicklungsziele der Habitate und der Schutzzwecke, (3) eine Prognose der Entwicklung des Gebietes ohne und mit der Verwirklichung des Projektes oder Planes sowie (4) eine Darstellung der unvermeidbaren Beeinträchtigungen mit Angaben über Wirkfaktoren, Wirkungspfade und Wirkungsräume.<sup>24</sup>

### 2.3 Ausnahmemöglichkeiten von den Schutzbestimmungen

Die Durchführung von Projekten und Plänen in oder außerhalb von FFH-Gebieten ist trotz einer prognostizierten erheblichen Beeinträchtigung nur dann möglich, wenn **zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses** einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art dies erfordern, eine **Alternativlösung** nicht vorhanden ist und notwendige **Ausgleichsmaßnahmen** die globale Kohärenz von Natura 2000 sicherstellen (Art. 6 Abs. 4 FFH-RL). Sind **prioritäre natürliche Lebensraumtypen bzw. Arten** betroffen, erkennt die FFH-RL ausdrücklich nur Gesundheits- oder öffentliche Sicherheitsinteressen als Gründe an. Andere zwingende und überwiegende Belange

<sup>19</sup> EuGH Urt. v. 7.9.2004 – Rs. C-127/02 –, *Herzmuschelfischerei*, Slg. 2004, I-7405 Rn. 31 ff.

<sup>20</sup> Anders als bei Beeinträchtigungen nationaler Schutzgebiete entscheidet hier nicht die Naturschutzbehörde, sondern die Genehmigungs- bzw. Planungsbehörde (*Wolf* (2005), S. 453).

<sup>21</sup> EuGH Urt. v. 14.4.2005 – Rs. C-441/03 – Slg. 2005, I-3043 Rn. 28.

<sup>22</sup> EuGH Urt. v. 7.9.2004 – Rs. C-127/02 –, *Herzmuschelfischerei*, Slg. 2004, I-7405 Rn. 58 f.; BVerwG Urt. v. 17.1.2007 – 9A20.05 –, ZUR 2007, 307 ff.

<sup>23</sup> *Gassner* in: *Gassner/Bendomin-Kahlo/Schmidt-Räntsch* (2003), § 34 Rn. 8 ff., 16.

<sup>24</sup> Europäische Kommission (2007a), Ziff. 1.3; *Gassner* (Fn. 23), § 34 Rn. 18 ff.; *Schumacher/Schumacher* in: *Schumacher/Fischer-Hüftle* (2003), § 34 Rn. 23.

bedürfen einer im Lichte von Art. 2 Abs. 3 FFH-RL zu treffenden **Stellungnahme der Europäischen Kommission**, der allerdings nach herrschender Ansicht keine Bindungswirkung zukommt.<sup>25</sup>

Zu der Frage, wann öffentliche Interessen überwiegen und was **zwingende Gründe** sind, hat sich der Europäische Gerichtshof bis jetzt noch nicht näher geäußert. Es kann auch nicht auf die Rechtsprechung zu Art. 9 VS-RL zurückgegriffen werden, da diese Ausnahmvorschrift andere Anforderungen stellt, weil hier der Gemeinschaftsgesetzgeber die Ausnahmen von vornherein auf wenige wichtige öffentliche Interessen (Volks-gesundheit, öffentliche Sicherheit) beschränkt hat.

In mehreren Entscheidungen hat sich allerdings das Bundesverwaltungsgericht mit dem Fragenkomplex befasst. Um feststellen zu können, ob andere öffentliche Interessen gegenüber dem öffentlichen Naturschutzinteresse überwiegen, verlangt das BVerwG, dass die Gegebenheiten des Einzelfalles näher ermittelt werden.<sup>26</sup> In die Interessen-abwägung dürfen nur öffentliche Interessen eingestellt werden, keine Privatinteressen.<sup>27</sup> Daraus folgt allerdings nicht, dass auf der Plan- bzw. Projektseite einzig die Planung bzw. Errichtung von Infrastrukturprojekten oder Einrichtungen der Daseinsvorsorge in die Abwägung eingestellt werden darf; denn auch die Schaffung und Sicherung von Arbeitsplätzen durch Ansiedlung von Industrie ist als ein berücksichtigungsfähiges öffentliches Interesse anerkannt.<sup>28</sup> Das öffentliche Interesse, das für die Realisierung des Plans bzw. Projekts streitet, muss allerdings nicht nur gegenüber dem Erhaltungs-interesse am FFH-Gebiet überwiegen, sondern es muss zudem auf „zwingende Gründe“ gestützt sein. In seinem Urteil vom 27.1.2000 hat das BVerwG deutlich gemacht, dass zwingende Gründe nicht das Vorliegen von Sachzwängen erfordert, sondern dass ein „durch Vernunft und Verantwortungsbewusstsein geleitetes staatliches Handeln“ gemeint sei.<sup>29</sup> Das BVerwG hat sich mit dem Kriterium des zwingenden Grundes aber ausschließlich im Zusammenhang mit dem schärferen Ausnahmeregime des Art. 6 Abs. 4 UAbs. 2 FFH-RL (§ 34 Abs. 4 BNatSchG) befasst und deutlich gemacht, dass der Schutz von prioritärer Fauna und Flora nur mit Maßnahmen durchbrochen werden darf, deren Zweck gerade die Verwirklichung der besonderen Schutzgüter des Art. 6 Abs. 4 UAbs. 2 FFH-RL und ähnlich gewichtiger Gemeinwohlbelange<sup>30</sup> ist. „Wird also das öffentliche

---

<sup>25</sup> Europäische Kommission (2000), S. 54; *Gassner* (Fn. 23), § 34 Rn. 39; *Gellermann* in: Landmann/Rohmer (Band IV), § 34 BNatSchG, Rn. 23. Die Kommission kann, wenn die Behörde die FFH-RL verletzt, ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland nach Art. 226 EGV einleiten.

<sup>26</sup> BVerwG Urt. v. 27.1.2000 – 4 C 2.99 –, BVerwGE 110, 302 (314) = NuR 2000, 448 (452).

<sup>27</sup> Vgl. Europäische Kommission (2000), S. 47.

<sup>28</sup> Siehe dazu auch *Cosack* (2002), S. 254. Auch die EG-Kommission hat in ihren Stellungnahmen, die sie unter den Voraussetzungen des Art. 6 Abs. 4 UAbs. 2 FFH-RL abzugeben hat, erkennen lassen, dass sie die Sicherung bzw. Ansiedlung von Industrien als öffentliches Interesse akzeptiert; vgl. nur die Stellungnahme der EG-Kommission vom 19.4.2000 zur Airbus-Erweiterung in Hamburg (Mühlenberger Loch). Zurückhaltender erscheint demgegenüber die Position der EG-Kommission in ihrer Arbeitshilfe, siehe Europäische Kommission (2000), S. 49.

<sup>29</sup> BVerwG Urt. v. 27.1.2000 – 4 C 2.99 –, E 110, 302 (314).

<sup>30</sup> BVerwG Urt. v. 17.1.2007 – 9A20.05 –, ZUR 2007, 307 (317).

Interesse mit Erwägungen im Zusammenhang mit der menschlichen Gesundheit begründet, so muss es gerade dieser Schutzzweck sein, der mit der Verwirklichung des konkreten Projektes erreicht werden soll. Der Schutz der menschlichen Gesundheit muss ein mit dem Projekt verfolgter wesentlicher Zweck sein, so dass begleitende Nebenzwecke nicht genügen“.<sup>31</sup>

Nach Teilen der Literatur muss die Durchsetzung der für den Plan bzw. das Projekt streitenden öffentlichen Interessen auf der Ebene des Mitgliedstaates vernunftigerweise geboten erscheinen.<sup>32</sup> Es wird daraus abgeleitet, dass Gründe nur dann zwingend sein können, „wenn sie sich auf einen Standort oder eine Region in spezifischer Weise beziehen. Diese können sich z. B. aus der Strukturschwäche eines Gebiets, aus geologischen Gegebenheiten oder geographischen Besonderheiten ergeben“.<sup>33</sup>

Es ist indes fraglich, ob die sehr allgemeine Anforderung „des Vernunft geleiteten Handelns“ dem speziellen Schutzzweck der FFH-RL und der Rechtsprechung des EuGH, wonach Art. 6 Abs. 4 FFH-RL eng auszulegen ist<sup>34</sup>, gerecht wird. Art. 6 Abs. 4 FFH-RL verschärft den Verhältnismäßigkeitsgrundsatz insoweit, als unter dem Gesichtspunkt der Erforderlichkeit nur noch „zwingende“ öffentliche Gründe genügen, die im Rahmen der Angemessenheit das Interesse am Erhalt der Biologischen Vielfalt auch überwiegen müssen. Nach Auffassung der Europäischen Kommission kommen aufgrund der besonderen und langfristigen Bedeutung des Schutzes der Biologischen Vielfalt daher grundsätzlich nur unerlässliche und langfristige öffentliche Interessen in Frage.<sup>35</sup> Sozioökonomische Gründe müssen in ihrer Wertigkeit den in Art. 6 Abs. 4 UAbs. 2 FFH-RL genannten Gründen der menschlichen Gesundheit und öffentlichen Sicherheit entsprechen. Dies wird nach Ansicht der Kommission nur bei öffentlich-rechtlichen Grundpflichten des Staates, insbesondere der Daseinsvorsorge und Infrastruktur, gegeben sein.<sup>36</sup>

Bei der **Alternativenprüfung** ist zu beachten, dass sowohl räumliche als auch sachliche Alternativen zu untersuchen sind, wobei ein Verzicht (die so genannte „Null“ Variante) keine Alternative i. S. d. Ausnahmebestimmung ist.<sup>37</sup> Ihre Grenze findet die Alternativensuche in der Zumutbarkeit derselben, wie es die umsetzende Rahmenvorschrift des § 34 Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG ausdrücklich festschreibt.<sup>38</sup> Bei der Frage der

---

<sup>31</sup> BVerwG, Urt. v. 27.1.2000 – 4 C 2.99 –, E 110, 302 (315).

<sup>32</sup> Ramsauer (2000), S. 604; Cosack (2002), S. 254; Wickel/Bieback (2004), S. 362.

<sup>33</sup> Cosack (2002), S. 254.

<sup>34</sup> EuGH Urt. v. 26.10.2006 – Rs. C-239/04 –, Slg. 2006, I-10183 Rn. 35. Ähnlich auch die Rechtsprechung zu den Ausnahmen in Art. 16 FFH-RL (EuGH Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 111) und Art. 9 VS-RL (EuGH Urt. v. 8.6.2006 – Rs. C-60/05 –, Slg. 2006, I-5083 Rn. 34).

<sup>35</sup> Europäische Kommission (2000), S. 48; dies. (2007a), Ziff. 1.3.2. Zustimmung Schumacher/Schumacher (Fn. 24), § 34 Rn. 60.

<sup>36</sup> Europäische Kommission (2007a), Ziff. 1.3.2.

<sup>37</sup> Wolf (2005), S. 454; Schumacher/Schumacher (Fn. 24), § 34 Rn. 53 ff.

<sup>38</sup> Die Zumutbarkeitsgrenze ist Ausfluss des Verhältnismäßigkeitsprinzips, welches auch im Europarecht in Art. 5 Abs. 3 EGV verankert ist (BVerwG, Urt. v. 27.1.2000 – 4 C 2.99 –, E 110, 302

Verhältnismäßigkeit spielen nach Ansicht des Bundesverwaltungsgerichts die Kosten der Alternativen eine entscheidende Rolle.<sup>39</sup> Die Kosten müssen zur Bedeutung der beeinträchtigten Biotope, Arten und Erhaltungsziele und zur Schwere des Eingriffs in einem angemessenen Verhältnis stehen. Existiert eine zumutbare Alternative, darf nur diese verwirklicht werden. Der Zulassungsbehörde ist diesbezüglich kein Ermessen eingeräumt, weshalb die Ausnahmevorschrift ein strikt zu beachtendes Vermeidungsverbot enthält.<sup>40</sup>

Zu den Tatbestandsvoraussetzungen einer Ausnahmeentscheidung gehört trotz der abgetrennten Normierung in § 34 Abs. 5 BNatSchG die **Ausgleichbarkeit von Beeinträchtigungen zum Schutz der Kohärenz des Biotopverbundes**.<sup>41</sup> Dies folgt zum einen aus der einheitlichen Regelung in Art. 6 Abs. 4 UAbs. 1 FFH-RL. Zum anderen setzt die ausnahmslose Ausgleichspflicht voraus, dass Sicherungsmaßnahmen überhaupt möglich sind.<sup>42</sup> Nach Ansicht der Europäischen Kommission muss der Ausgleich normalerweise schon vor dem Eingriff tatsächlich erfolgt sein.<sup>43</sup> Die Mitgliedstaaten haben bei der Auswahl der notwendigen Sicherungsmaßnahmen einen Beurteilungsspielraum, wobei bloße Ersatzzahlungen nicht genügen.<sup>44</sup>

Insgesamt besteht jedoch über die Reichweite der Ausnahmeregelung Streit. Während sie überwiegend aufgrund des Regel-Ausnahme-Verhältnisses restriktiv verstanden wird<sup>45</sup>, spricht sich *Wolf* für ein offeneres Verständnis aus, welches dem Umstand Rechnung trägt, dass an dieser Stelle zum ersten Mal auch soziale oder ökonomische Belange im Rahmen einer Abwägung berücksichtigt werden.<sup>46</sup> Diese Auslegung kann sich auf Art. 2 Abs. 3 FFH-RL stützen. Andererseits darf nicht übersehen werden, dass der Arten- und Biotopschutz außerhalb von strikten Schutzgebieten i. d. R. von den Behörden als nachrangig (insbesondere gegenüber wirtschaftlichen Interessen) angesehen werden. Natura 2000 Gebiete schützen insofern einen Kernbestand an natürlichen Lebensräumen und Habitaten, weshalb dieser Anker gegen den fortschreitenden Verlust an biologischer Vielfalt nicht unbedacht gelockert werden sollte. Nach Ansicht des EuGH sind die FFH-Gebiete das „gemeinsame Erbe“ der Europäischen Gemeinschaft, dessen Verwaltung den

---

(310 f.); *Gassner* (Fn. 23), § 34 Rn. 34) (vgl. EuGH, Urt. v. 27.6.1990 – C 118/89 –, Slg. 1990, I-2637 Rn. 12).

<sup>39</sup> BVerwG Urt. v. 27.1.2000 – 4 C 2.99 –, E 110, 302 ff. Strenger dagegen Europäische Kommission (2007a), Ziff. 1.3.1.

<sup>40</sup> BVerwG Urt. v. 27.1.2000 – 4 C 2.99 –, E 110, 302 (310).

<sup>41</sup> *Schumacher/Schumacher* (Fn. 24), § 34 Rn. 72; *Gassner* (Fn. 23), § 34 Rn. 41; *Köck* (2005), S. 468 ff.

<sup>42</sup> *Gassner* (Fn. 23), § 34 Rn. 41.

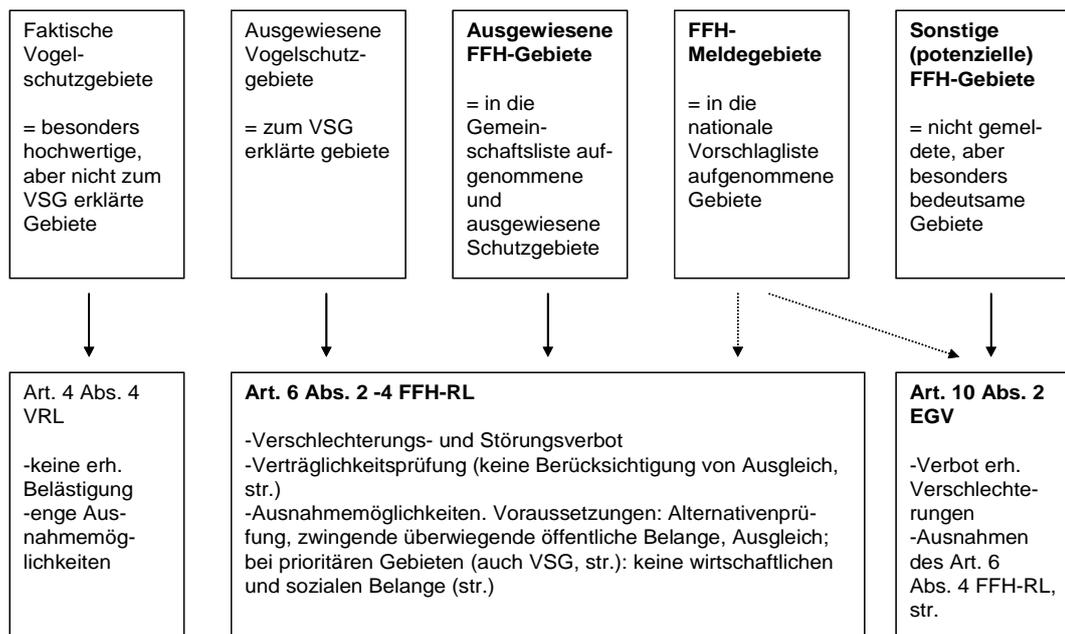
<sup>43</sup> Europäische Kommission (2000), S. 48 f.; dies. (2007a), Ziff. 1.4.3, 1.5.6; *Schumacher/Schumacher* (Fn. 24), § 34 Rn. 74.

<sup>44</sup> *Schumacher/Schumacher* (Fn. 24), § 34 Rn. 73. Im „Guidance document“ zu Art. 6 Abs. 4 FFH-RL (2007a) nimmt die Europäische Kommission Stellung zu den Voraussetzungen und Anforderungen möglicher Kompensationsmaßnahmen.

<sup>45</sup> BVerwG Urt. v. 27.1.2000 – 4 C 2.99 –, E 110, 302 (310); *Schumacher/Schumacher* (Fn. 24), § 34 Rn. 57 ff.; *Gassner* (Fn. 23), § 34 Rn. 32; *Gellermann* (Fn. 25), § 34 BNatSchG, Rn. 16.

<sup>46</sup> *Wolf* (2005), S. 453 f.

Mitgliedstaaten für ihr jeweiliges Hoheitsgebiet anvertraut ist, weshalb der Genauigkeit der Umsetzung der FFH-RL besondere Bedeutung zukommt.<sup>47</sup> Wenn Art. 6 Abs. 4 FFH-RL verlangt, dass andere Gründe des öffentlichen Interesses „zwingend“ und „überwiegend“ sein müssen, bestimmt es einen deutlich strengeren Schutz als es bei Art. 2 Abs. 3 FFH-RL anklingt. Nach Ansicht des EuGH sind sowohl die Ausnahmekriterien beim Habitatschutz in Art. 6 Abs. 4 FFH-RL als auch beim Artenschutz in Art. 16 FFH-RL bzw. Art. 9 VS-RL eng bzw. restriktiv auszulegen.<sup>48</sup>



**Abbildung 1** Übersicht über die Schutzregime europäischer Vogelschutz- und FFH-Gebiete (Quelle: Maaß/Schütte, Naturschutzrecht, in: Koch (Hrsg.), Umweltrecht, 2002, S. 329).

## 2.4 Bewertung am Maßstab des Effizienzpostulats

Die Analyse hat gezeigt, dass gemäß der FFH-RL allein naturschutzfachliche Gründe die Auswahlentscheidung für die „Natura 2000“-Flächen bestimmen und sozioökonomische Gründe auf dieser Ebene keine Beachtung finden dürfen. Die Ausblendung sozioökonomischer Aspekte darf aber nicht kurzerhand als Beleg für einen Verstoß gegen **ökonomische Rationalitätskriterien** angesehen werden, weil die Entscheidung des europäischen Gesetzgebers, das „Natura 2000“-Netz allein unter naturschutzfachlichen

<sup>47</sup> EuGH Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 25. Ähnlich zu den Vogelschutzgebieten EuGH Urt. v. 8.6.2006 – Rs. C-60/05 –, Slg. 2006, I-5083 Rn. 24.

<sup>48</sup> Siehe Fn. 34.

Gesichtspunkten festzulegen, auf der Grundlage einer **Gesamtabwägung** (verhältnismäßiger Ausgleich der berührten Belange) vor dem Hintergrund der Situation des Biodiversitätsschutzes und der Ineffektivitäten nationaler Biodiversitätsschutzregime getroffen worden ist.<sup>49</sup> Ökonomen mögen hier zwar einwenden können, dass die Gesamt-abwägung **nicht durch formale Kosten-Nutzen-Abschätzungen**, die die Angemessenheit der gesetzgeberischen Entscheidung belegen, gestützt worden ist,<sup>50</sup> in Anbetracht der begrenzten Möglichkeiten monetärer Abschätzungen des Nutzens des Erhalts biologischer Vielfalt, darf der Rationalitätsertrag formaler Analysen gegenüber qualitativer Gesamtabwägungen aber nicht überschätzt werden.<sup>51</sup> Unverhältnismäßig ist die gebiets-schutzbezogene Entscheidung des europäischen Gesetzgebers auch deshalb nicht, weil zwar nicht für die Auswahlentscheidung, wohl aber für die Frage, ob ausnahmsweise in die Integrität der Schutzgebiete eingegriffen werden darf, auch sozioökonomische Gründe anerkannt werden. Weitere Effizienzpotentiale ergeben sich aus der eingeräumten Form- und Maßnahmenfreiheit bei der Ausweisung und dem Schutz der FFH-Gebiete (Art. 1 lit. I) FFH-RL), bei der zwar keine sozioökonomischen Belange wohl aber maßnahmenbezogene Kosten-Nutzen-Überlegungen eine Rolle spielen dürfen.

Sozioökonomische Gründe (zwingende überwiegende öffentliche Belange) können unter bestimmten Voraussetzungen (Alternativlosigkeit; Funktionalitätswahrung durch Kohärenzsicherung) Ausnahmen von den Beeinträchtigungsverböten für die Durchführung von Plänen und Projekten rechtfertigen. Daraus ergeben sich Spielräume für das Finden effizienter Lösungen im Einzelfall, wenngleich nur in begrenzter Weise, weil private Belange, wie z. B. das Profitinteresse eines Wirtschaftsunternehmens, nur dann berücksichtigungsfähig sind, wenn sie sich zugleich als öffentliche Belange (regionale Strukturpolitik; Arbeitsmarktpolitik etc.) ausweisen können (siehe oben 2.3). Effizienzgewinne können insbesondere durch vorausschauende Maßnahmen der Kohärenzsicherung erzielt werden. Dies setzt allerdings voraus, dass die Konflikte frühzeitig

---

49 In den Erwägungsgründen zur FFH-RL heißt es: „Der Zustand der natürlichen Lebensräume im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten verschlechtert sich unaufhörlich. Die verschiedenen Arten wildlebender Tiere und Pflanzen sind in zunehmender Zahl ernstlich bedroht. Die bedrohten Lebensräume und Arten sind Teil des Naturerbes der Gemeinschaft, und die Bedrohung, der sie ausgesetzt sind, ist oft grenzübergreifend; daher sind zu ihrer Erhaltung Maßnahmen auf Gemeinschaftsebene erforderlich.“

50 Seit dem Jahre 2003 werden europäische Rechtsetzungen durch ein vorheriges „Regulatory Impact Assessment“ unterstützt, das – wenngleich in lediglich grober Form – der Abschätzung von Kosten und Nutzen der Regulierung dient; dazu näher *Hofmann* (2006); siehe allgemein zum Institut der Gesetzesfolgenabschätzung: *Köck* (2002).

51 In ihrer Mitteilung über die „Finanzierung von Natura 2000“ (2004) hat die Europäische Kommission die gesellschaftlichen Kosten für den Aufbau des Natura 2000-Netzes für die EG-25 auf jährlich 6,1 Mrd. € geschätzt. Eine monetäre Nutzenschätzung ist demgegenüber nicht vorgenommen worden.

erkannt werden, um rechtzeitig durch ausgleichende Maßnahmen Handlungsspielräume für die Realisierung zwingender Projekte und Pläne zu wahren.<sup>52</sup>

**Kosten** spielen bei der Anwendung der Ausnahmeregelungen der FFH-RL im Rahmen der Beurteilung der Zumutbarkeit einer Alternativlösung eine wichtige Rolle (siehe oben 2.3). Auf die Kosten kommt es demgegenüber für die Entscheidung, ob ein Gebiet in das Schutzgebietsnetz aufzunehmen ist, nicht an. Die Mitgliedstaaten sind gem. Art. 8 Abs. 1 FFH-RL zwar gehalten, der EG-Kommission eine **Kostenabschätzung** für die Durchführung der nötigen Erhaltungsmaßnahmen vorzulegen, diese Abschätzung dient aber ausschließlich der Vorbereitung einer Lasten verteilenden finanziellen Beteiligung der EG an den Kosten von Natura 2000.<sup>53</sup>

Die gesetzgeberische Entscheidung, für die Auswahl der in das Netz aufzunehmenden Schutzgebiete Kostengesichtspunkte nicht heranzuziehen, mag vor dem Hintergrund der Gefährdungssituation der Biodiversität in Europa gerechtfertigt sein, nicht einleuchtend ist aber, dass volkswirtschaftliche Kosten für die Etablierung und Erhaltung von besonderen Schutzgebieten auch dann keine Rolle spielen dürfen, wenn unterschiedliche Gebiete gleich geeignet sind, in das Netz aufgenommen zu werden, die Aufnahme in das Netz aber nicht zwingend ist und sich auch nicht aufdrängt. Allerdings ist einzuräumen, dass gegenwärtig jedes von den Mitgliedstaaten vorgeschlagene Gebiet in das Netz aufgenommen worden ist und daher echte Auswahlentscheidungen, bei denen Kostengesichtspunkte dann neben den vorrangigen naturschutzfachlichen Auswahlkriterien ein nützliches Hilfskriterium sein könnten, ohnehin nicht stattfinden.

### 3 Der europäische Rechtsrahmen für den Artenschutz gemäß der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG)

#### 3.1 Artenschutzregelungen: Art. 12-16

Die FFH-RL will die Artenvielfalt sowohl durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume als auch durch die **Erhaltung der wildlebenden Tiere und Pflanzen** sichern (Art. 2 Abs. 1 FFH-RL). Neben dem Habitatschutz ist auch ein günstiger Erhaltungszustand der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten zu bewahren oder wiederherzustellen (Art. 2 Abs. 2 FFH-RL). Auch hier sind die Anforderungen von Wirtschaft, Gesellschaft und Kultur zu würdigen. Die FFH-RL ergänzt den schon seit 1979 normierten Vogelschutz in Art. 5 bis 11 VS-RL.

Anders als die Vogelschutzrichtlinie, deren Tatbestände grundsätzlich alle in Europa heimischen Wildvogelarten schützen (Art. 1 VS-RL), beschränkt sich der Schutz der FFH-

---

<sup>52</sup> Vgl. dazu auch Köck (2005), S. 470.

<sup>53</sup> Näher zur Ko-Finanzierung des Netzes durch die EG die Mitteilung der Europäischen Kommission über die Finanzierung von Natura 2000 (siehe Fn. 51).

RL auf eine Auswahl gefährdeter oder bedeutsamer Tier- und Pflanzenarten (Anhang IV FFH-RL).<sup>54</sup> Für diese Arten müssen die Mitgliedstaaten gemäß Art. 12 Abs. 1 und 13 Abs. 1 FFH-RL ein strenges bzw. striktes Schutzsystem einrichten, welches die spezifischen artenschutzrechtlichen Verbote der Richtlinie genau umsetzt.<sup>55</sup> Neben der Schaffung eines vollständigen gesetzlichen Rahmens setzt ein strenges Schutzsystem den Erlass kohärenter und koordinierter vorbeugender Maßnahmen und die Durchführung konkreter besonderer Schutzmaßnahmen voraus.<sup>56</sup> Die Mitgliedstaaten sind nicht nur verpflichtet, ein System und Programm zur angemessenen, insbesondere zusammenhängenden und lückenlosen Überwachung aller streng geschützten Arten des Anhang IV zu schaffen, sondern müssen auch die tatsächliche Funktionsfähigkeit des Schutzsystems gewährleisten.<sup>57</sup>

Im Einzelnen bestimmt die Richtlinie verschiedene Verbote für Tierarten und Pflanzenarten. Die Verbotstatbestände lassen sich beim Tierschutz in individualbezogene und funktionsbezogene Verbote differenzieren. Während bei Art. 12 Abs. 1 lit. a) und c) FFH-RL der Schutz von einzelnen Exemplaren im Vordergrund steht<sup>58</sup>, schützen Art. 12 Abs. 1 lit. b) und insbesondere lit. d) FFH-RL die Population am jeweiligen Verbreitungs-ort.<sup>59</sup> Der individualbezogene Schutz und auch der Schutz vor Störungen der Arten, insbesondere während sensibler Zeiten, in Art. 12 Abs. 1 lit. b) FFH-RL beschränkt sich auf absichtliche Verhaltensweisen. Den Begriff der Absichtlichkeit hat der EuGH nach den verschiedenen Lesarten des *Caretta*-Urteils im Mai 2006 nunmehr ausdrücklich dahingehend ausgelegt, dass auch die zumindest in Kauf genommene Störung absicht-

---

54 Die in Anhang IV aufgelisteten streng zu schützenden Arten sind begrifflich nicht mit den in Anhang II gekennzeichneten prioritären Arten gleichzusetzen, auch wenn es weitgehende Übereinstimmungen gibt.

55 EuGH Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 25.

56 EuGH Urt. v. 11.1.2007 – Rs. C-183/05 –, *Irland*, Slg. 2007, I-0000 Rn. 29 f. Zu den Schutzmaßnahmen gehört u. a., dass eine Umweltverträglichkeitsprüfung vor relevanten Genehmigungen durchgeführt wird (EuGH aaO, Rn. 36 f.).

57 EuGH Urt. v. 11.1.2007 – Rs. C-183/05 –, *Irland*, Slg. 2007, I-0000 Rn. 13-18, 19-25, 31. In der Praxis bedeutet dies, dass die Mitgliedstaaten ausreichende finanzielle und personelle Mittel bereitstellen und für die Geeignetheit und die Wirksamkeit der Maßnahmen sorgen müssen.

58 EuGH Urt. v. 18.5.2006 – Rs. C-221/04 –, *Fischotter*, Slg. 2006, I-4515 Rn. 48; Urt. v. 11.1.2006 – Rs. C-98/03 – Deutschland, Slg. 2006, I-53 Rn. 75.

Der Ansicht der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) (2006), S. 4 f. (dem folgend *Kratsch* (2007), S. 29, wonach der funktionsbezogene Ansatz von Art. 12 Abs. 1 lit. d) FFH-RL auch bei allen anderen Verboten gelte, kann aufgrund des Wortlautes nicht gefolgt werden. Der EuGH (Fn. 55), Rn. 25) hat betont, dass es wegen der besonderen Bedeutung des Schutzes der Biologischen Vielfalt auf die Genauigkeit der Umsetzung der FFH-RL ankommt.

59 Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.2.a) Rn. 37 ff. und Ziff. II.3.4.b) Rn. 53 f.; LANA (2006), S. 3-5; *Kratsch* (2007), S. 29. Das bisherige Störungsverbot in § 42 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, aber auch der BNatSchG-Entwurf (Fn. 14) zu einem neuen Störungsverbot gehen hingegen über Art. 12 Abs. 1 lit. d) BNatSchG hinaus, indem sie nach ihrem Wortlaut einzelne Tiere der Arten schützen.

lich im Sinne der Richtlinie ist.<sup>60</sup> Die Abgrenzungslinie verläuft daher zwischen grober Fahrlässigkeit und bedingtem Eventualvorsatz. Insbesondere das staatliche Unterlassen ausreichender Schutzmaßnahmen, trotz Wissen um Störungen durch Privatpersonen, ist als eine absichtliche Störung zu werten.<sup>61</sup> Auch eine wahrscheinliche Beeinträchtigung, die als unvermeidbare Nebenfolge rechtmäßigen Handelns vorhersehbar ist, fällt unter die Verbotstatbestände der Richtlinie.

Beim Schutz von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten vor Beschädigung oder Vernichtung verzichtet die Richtlinie auf das Tatbestandsmerkmal der Absichtlichkeit (Art. 12 Abs. 1 lit. d FFH-RL). Das Verbot umfasst alle Verhaltensweisen, auch wenn sie nicht vorsätzlich sind.<sup>62</sup> Ähnlich wie bei Art. 6 Abs. 2 FFH-RL sind Beschädigungen aus Unachtsamkeit oder Unterlassen untersagt. Aufgrund des funktionsbezogenen Ansatzes sind Beeinträchtigungen von Lebensstätten jedoch erst tatbestandsmäßig, wenn hierdurch für die lokale Population einer spezifischen Art nicht mehr die nötigen Elemente für ihre Lebensstätte zur Verfügung stehen und die Lebensstättenfunktionen an diesem Populationsstandort nicht mehr aufrechterhalten werden können.<sup>63</sup> Umfang und Reichweite der zu schützenden Lebensstätten hängen daher von der jeweiligen Art ab und können bei regelmäßiger Nutzung (z. B. von Höhlen) auch einen ganzjährigen Schutz erfordern.<sup>64</sup>

Der Schutz von Pflanzenarten in Art. 13 FFH-RL beschränkt sich auf zwei Verbotsklauseln, die beide die einzelnen Pflanzen schützen und sich nicht allein auf das Vorkommen beschränken. Anders als beim Tierschutz verbietet die FFH-RL in Art. 13 Abs. 1 lit. a) nur das absichtliche Vernichten und Entfernen von Pflanzen aus ihren natürlichen Verbreitungsräumen, wobei auch hier der Absichtsbegriff i. S. v. Eventualvorsatz zu verstehen ist.

### 3.2 Möglichkeiten der Erhaltung von Handlungsspielräumen durch CEF-Measures

In Anbetracht des von der Richtlinie geforderten strengen Artenschutzregimes stellt sich die Frage, wie nach Art. 2 Abs. 3 FFH-RL den Anforderungen von Wirtschaft, Gesellschaft und Kultur Rechnung zu tragen ist. Der Richtlinienentwurf sieht selber nur die Berücksichtigung derartiger Belange bei der restriktiv anzuwendenden Ausnahmeregelung des

---

<sup>60</sup> EuGH Urt. v. 18.5.2006 – Rs. C-221/04 –, *Fischotter*, Slg. 2006, I-4515 Rn. 71. Zur insoweit noch unklarerer *Caretta*-Entscheidung vgl. EuGH Urt. v. 30.1.2002 – Rs. C-103/00 –, Slg. 2002, I-1147 Rn. 36, 39. Auch die Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.4.a) Rn. 48 and Summary after Rn. 51.

<sup>61</sup> EuGH Urt. v. 30.1.2002 – Rs. C-103/00 –, *Caretta*, Slg. 2002, I-1147 Rn. 36, 39.

<sup>62</sup> EuGH Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 79. Nach Ansicht der Europäischen Kommission verstoßen die Mitgliedstaaten gegen das Verbot, wenn sie keine geeignete Strategie entwickeln, mit der den verschiedenen bekannten Bedrohungen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten begegnet werden könnte (vgl. EuGH Urt. v. 11.1.2007 – Rs. C-183/05 –, *Irland*, Slg. 2007, I-0000 Rn. 38).

<sup>63</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.4.b) Rn. 53 f.; LANA (2006), S. 3.

<sup>64</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.4.b) Rn. 54 und Summary nach Rn. 65.

Art. 16 FFH-RL vor. Die Europäische Kommission hat indes in ihrem „Guidance document“<sup>65</sup> zu Art. 12 ff. FFH-RL den im deutschen Recht bekannten Kompensationsgedanken aufgegriffen und die Möglichkeit aufgezeigt, durch **vorgezogene funktionserhaltende Maßnahmen** (measures which ensure the continuous ecological functionality: CEF-Measures) zu gewährleisten, dass Vorhaben oder Tätigkeiten gar nicht erst den Tatbestand der Artenschutzverbote erfüllen.<sup>66</sup> Die Kommission hat allerdings die Idee von CEF-Measures nur für Art. 12 Abs. 1 lit. d) FFH-RL mit seinem funktionsbezogenen Ansatz entwickelt, nicht jedoch für die anderen Verbote in Art. 12 und 13 FFH-RL. Sind **Fortpflanzungs- und Ruhestätten** nur in ihrer Funktion für die lokale Population einer spezifischen Art zu sichern, müssen nicht einzelne Lebensstätten erhalten werden, sondern können auch Alternativangebote (z. B. Erweiterungen oder Verbesserungen des Habitats) geschaffen werden. Damit aber die Funktionsfähigkeit zu keinem Zeitpunkt qualitativ oder quantitativ beeinträchtigt ist – in diesem Fall wäre Art. 12 Abs. 1 lit. d) FFH-RL tatbestandsmäßig und es bliebe nur Art. 16 FFH-RL – sind an die CEF-Measures strenge Anforderungen zu stellen. Sie müssen gewährleisten, dass die ökologische Funktion der Lebensstätte der spezifischen betroffenen Art kontinuierlich erhalten bleibt, wenn nicht gar verbessert wird.<sup>67</sup> Dies setzt voraus, dass Sicherungs- und Ausgleichsmaßnahmen im Zeitpunkt der Vorhabendurchführung bereits umgesetzt sind und ihre Wirksamkeit überwacht wird. Anders als die Kompensationsmaßnahmen bei Art. 16 FFH-RL oder gemäß der deutschen Eingriffsregelung<sup>68</sup> müssen die Maßnahmen in einen unmittelbaren sachlichen und räumlichen-funktionalen Zusammenhang mit der bedrohten Lebensstätte und Art stehen. Da der Funktionsbezug artspezifisch ist, richten sich auch die Anforderungen an konkrete CEF-Measures nach der jeweiligen betroffenen Art.<sup>69</sup> Die Gewährleistungspflicht ist dabei umso höher, je bedrohter die Art und je bedeutender der betroffene Standort ist.

CEF-Measures können nach Ansicht der Kommission sowohl integrierter Teil des Vorhabens, als auch anlassunabhängige Vorsorgemaßnahmen sein. Beide Varianten haben in der Verantwortung einer Zulassungs- oder Planungsautorität zu stehen, welche die Möglichkeiten hat, die ausreichende Funktionalität der Lebensstätte zu überwachen und sicherzustellen.<sup>70</sup> CEF-Measures sind daher nur im Rahmen eines förmlichen Zulassungsverfahrens einsetzbar und durch verbindliche Nebenbestimmungen der Zulassungsentscheidung oder öffentlich-rechtliche Verträge abzusichern.<sup>71</sup>

---

<sup>65</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.4.d) Rn. 72 - 79. Vgl. hierzu die LANA Hinweise (2006), S. 3 f.

<sup>66</sup> Skeptisch hinsichtlich der Vereinbarkeit mit der FFH-RL *Gellermann* (2007b), S. 135.

<sup>67</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.4.d) Rn. 74, 76.

<sup>68</sup> Zu den Unterschieden zwischen einer Kompensation nach der Eingriffsregelung und den CEF-Measures *Köck* (2006), S. 521 f.

<sup>69</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.4.d) Rn. 76; LANA (2006), S. 4; *Köck* (2006), S. 521 f.

<sup>70</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. II.3.4.d) Rn. 77.

<sup>71</sup> LANA (2006), S. 4.

### 3.3 Abweichungsmöglichkeiten von den artenschutzrechtlichen Verboten

**Ausnahmen von dem strengen Schutzsystem** der in Anhang IV gelisteten Arten gestattet nur Art. 16 FFH-RL. Die genauen und erschöpfenden Festlegungen<sup>72</sup> in Art. 16 sind gemäß der Rechtsprechung des EuGH restriktiv auszulegen und gestatten nicht jede an sich rechtmäßige Handlung.<sup>73</sup> Art. 12, 13 und 16 FFH-RL bilden ein in sich stimmiges Regelungssystem, weshalb jede Verletzung von Art. 16 auch Art. 12 und 13 verletzt.<sup>74</sup> Die Gewährung einer Ausnahme muss das letzte Mittel sein<sup>75</sup> und setzt das Vorliegen von folgenden drei Tatbeständen voraus.

Erstens muss ein **wichtiger Grund** für das Ausnahmebegehren vorliegen. Als wichtige Abweichungsgründe nennt Art. 16 Abs. 1 lit. c) FFH-RL (wie die Vogelschutzrichtlinie) das Interesse der Volksgesundheit und der öffentlichen Sicherheit, lässt aber auch andere zwingende Gründe des öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art zu. Insoweit kann auf die Ausnahmegvorschrift des Art. 6 Abs. 4 FFH-RL beim Habitatschutz verwiesen werden (siehe Abschnitt 2.3). Kurzfristige öffentliche Interessen oder lediglich private Interessen können eine Ausnahme in aller Regel nicht rechtfertigen.<sup>76</sup> Praktisch bedeutsam ist auch Art. 16 Abs. 1 lit. b) FFH-RL, welcher Handlungen zur Verhütung ernster Schäden insbesondere an Kulturen und in der Tierhaltung, sowie an Wäldern, Fischgründen und Gewässern sowie an sonstigen Formen von Eigentum als Ausnahmegründe anerkennt.

Zweitens darf es **keine anderweitige zufrieden stellende Lösung** geben. Diese Anforderung entspricht Art. 6 Abs. 4 FFH-RL und beinhaltet eine räumliche und sachliche Alternativenprüfung, die sich im Falle einer zumutbaren<sup>77</sup> artenschutzrechtlichen Alternative<sup>78</sup> zu einem strikt beachtlichen Vermeidungsverbot wandelt, welches nicht durch eine planerische Abwägung überwunden werden kann.<sup>79</sup>

Drittens müssen **die Populationen der betroffenen Art in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet trotz der Ausnahmeregelung in einem günstigen Erhaltungszustand verweilen**. Dieses Tatbestandsmerkmal setzt zweierlei voraus. Zum einen ist der gegenwärtige Zustand der betroffenen Art sowohl hinsichtlich der lokalen Population als auch hinsichtlich des Gesamtzustandes im natürlichen Verbreitungsgebiet zu ermitteln, wobei dem örtlichen Zustand größere Bedeutung beizumessen ist.<sup>80</sup> Zum anderen sind die Auswirkungen der Ausnahmegewilligung zu prüfen. Soll die Art in einem günstigen

72 EuGH Urt. v. 11.1.2007 – Rs. C-183/05 –, *Irland*, Slg. 2007, I-0000 Rn. 48.

73 EuGH Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 111, 113. Dem folgend Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.1.2. Rn. 9 -12.

74 EuGH Urt. v. 20.10.2005 – Rs. C-6/04 –, Slg. 2005, I-9017 Rn. 112.

75 Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.2. Rn. 38.

76 Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.1.c) Rn. 23 f.

77 Größere Unannehmlichkeiten und Verhaltensänderungen sind jedoch hinzunehmen (Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.2. Rn. 41).

78 Ein Verzicht wäre als Null-Variante auch hier keine Alternative.

79 Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.2. Rn. 39; LANA (2006), S. 5.

80 Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.3. Rn. 46, 49 f., 52.

Erhaltungszustand verweilen, darf das vom Artenschutz abweichende Vorhaben die betroffene Population, ihre Aussichten und ihr Verbreitungsgebiet nicht erheblich beeinträchtigen.<sup>81</sup> Dies beinhaltet, dass die Art langfristig weiterhin ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bilden muss, dass ihr Verbreitungsraum nicht abnimmt und ein genügend großer Lebensraum vorhanden sein wird (Art. 1 lit. i) FFH-RL). Bei einem bereits bestehenden schlechten Erhaltungszustand sind die Anforderungen dabei umso strenger.<sup>82</sup> Im Allgemeinen setzt eine Ausnahmegewilligung voraus, dass der Mitgliedstaat alle notwendigen Maßnahmen getroffen hat, um den Schutz und das Ziel eines günstigen Erhaltungszustandes der betroffenen Art sicherzustellen.<sup>83</sup> Des Weiteren erachtet die Kommission es trotz der fehlenden Erwähnung in der Richtlinie als zulässig, im Fall von Art. 12 Abs. 1 lit. d) FFH-RL eine Verschlechterung des Zustandes durch Kompensationsmaßnahmen auszugleichen.<sup>84</sup> Bei Eingriffen in Fortpflanzungs- und Ruhestätten genügt – wie schon bei den CEF-Measures –, wenn im Ergebnis die Funktionalität der Stätten für die jeweilige Population gewahrt ist. Da Kompensationsmaßnahmen anders als CEF-Measures nur den günstigen Erhaltungszustand der Population in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet sichern müssen, ist der Bezug zur konkret betroffenen Lebensstätte gelockerter und können auch an anderen Orten Lebensstätten der betroffenen Art als Ausgleich verbessert oder eingerichtet werden.<sup>85</sup> Dabei sind die negativen Wirkungen aber vollumfänglich entsprechend den Anforderungen der Art auszugleichen.<sup>86</sup> Um die Kompensationswirkung tatsächlich zu gewährleisten, sollten die Maßnahmen schon vor dem Eingriff wirksam sein (vorgezogener Ausgleich).<sup>87</sup> Die Kommission betont, dass Kompensationsmaßnahmen nicht die Voraussetzungen von Art. 16 FFH-RL entwerten dürfen.

Im Ergebnis sind die Möglichkeiten, durch CEF-Measures bzw. Kompensationsmaßnahmen den Artenschutz effektiv zu sichern und gleichzeitig beeinträchtigende wirtschaftliche oder gesellschaftliche Vorhaben durchzuführen, begrenzt. Zum einen stellt die Kommission mit dem vollumfänglichen und vorgezogenen Ausgleich hohe Anforderungen an derartige Maßnahmen. Zum anderen hält die Kommission derartige Ausgleichsmaßnahmen nur bei Beeinträchtigungen von Fortpflanzungs- und Ruhestätten

---

<sup>81</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.3.b. Rn. 51.

<sup>82</sup> Maßstab ist hier gleichwohl der aktuelle, ungünstige Zustand und nicht ein angestrebter günstiger Erhaltungszustand (LANA (2006), S. 6).

<sup>83</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.3.b. Rn. 53 lit. a).

<sup>84</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.3.b. Rn. 53 lit. c), 55 ff.; LANA (2006), S. 6.

<sup>85</sup> LANA (2006), S. 6; Köck (2006), 518 (523).

<sup>86</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.3.b. Rn. 55. Die Ausweitung der Kompensationsmöglichkeit auf alle Artenschutzverbote durch die LANA (2006), S. 6., geht daher weit über den Kommissionsvorschlag hinaus und dürfte nicht mehr dem einheitlich zu betrachtenden System der Art. 12, 13, 16 FFH-RL entsprechen. Im Übrigen stellt sich die praktische Frage, ob und wie z. B. Störungen einer Art artspezifisch und vollumfänglich kompensiert werden könnten, da Störungen i. d. R. irreversibel sind.

<sup>87</sup> Europäische Kommission (2007b), Ziff. III.2.3.b. Rn. 55; LANA (2006), S. 6; Gellermann (2003), S. 393.

aufgrund des dortigen funktionsbezogenen Verbotes für möglich, nicht aber z. B. bei Störungen der Arten an sich. Diese vorsichtige Herangehensweise ist verständlich, da die FFH-RL weder in Art. 12 noch in Art. 16 Ausgleichsmaßnahmen vorsieht, vielmehr für die gefährdeten Arten des Anhang IV ein strenges Schutzregime errichtet wissen will.

### 3.4 Bewertung am Maßstab des Effizienzpostulats

Die Bewertung am Maßstab des Effizienzpostulats entspricht der Bewertung bezüglich der gebietsbezogenen Schutzvorschriften (siehe oben 2.4). Genauso wie bei den gebietsbezogenen Vorschriften bestimmen auch bei den Artenschutzregelungen zunächst ausschließlich naturschutzfachliche (artenschutzfachliche) Überlegungen das Schutzregime. Sozioökonomische Erwägungen kommen erst auf einer zweiten Stufe, im Rahmen eines eng gefassten Ausnahmeregimes ins Spiel. Diese eindeutige Vorrangbestimmung für den Artenschutz gegenüber anderen öffentlichen Interessen ist das Ergebnis einer qualitativen Gesamtabwägung durch den europäischen Gesetzgeber und als solche grundsätzlich nicht offensichtlich unangemessen.

Allerdings gibt es mit Blick auf den Vogelschutz eine Besonderheit: Das Artenschutzregime der europäischen VS-RL erfasst nicht nur solche Arten, deren besondere Schutzwürdigkeit durch ein fachlich ausgewiesenes Listensystem untermauert ist, sondern bezieht alle europäischen Vogelarten in den Schutzbereich der Artenschutzregelungen ein (Art. 5 i. V. m. Art. 1 VS-RL). Auch für europäische Vogelarten, die ubiquitär verbreitet und in keiner Weise in ihrem Bestand gefährdet sind, gilt die Anforderung, dass beispielsweise ihre Nester nicht absichtlich zerstört werden dürfen (Art. 5 lit. a VS-RL), wobei als absichtlich, wie gezeigt, nicht nur finales – auf Zerstörung abzielendes – Handeln qualifiziert wird, sondern jedes Handeln, das in Kenntnis dessen vorgenommen wird, dass die Art dadurch in Mitleidenschaft gezogen wird (siehe oben 3.1). Ob eine solche Regelung, die für jede europäische wildlebende Vogelart gilt, noch als angemessen bezeichnet werden kann, darf bezweifelt werden.

Spielräume für das Auffinden effizienter Lösungen im Einzelfall ergeben sich aus der Anerkennung sog. CEF-Measures (siehe oben 3.2) und den Ausnahmetatbeständen (Art. 16 FFH-RL; enger demgegenüber: Art. 9 VS-RL). Sie erhalten in engen Grenzen eine Flexibilität des Handelns für die Verwirklichung anderer öffentlicher Interessen.

## 4 Der nationale Rechtsrahmen für den Naturschutz

Der nationale Rechtsrahmen für den Naturschutz kann an dieser Stelle nur schlaglichtartig beleuchtet werden. Interessant erscheinen vor dem Hintergrund des europäischen Rechts vor allem die **Entscheidungsspielräume bei der Ausweisung von Schutzgebieten**. Anders als das europäische Recht lässt das nationale Recht schon im Vorgang der Entscheidung über die Unterschutzstellung von Gebieten die Berücksichtigung sozioökonomischer Aspekte zu. Dieses Entscheidungsregime ist für die sog. FFH-Gebiete

(Natura 2000-Netz) zwar europarechtlich überholt, bleibt im Übrigen aber weiterhin anwendbar.

Das **nationale Artenschutzrecht** ist Ende der 90er Jahre an den europarechtlichen Rechtsrahmen angepasst worden, allerdings nur halbherzig und mit einer **Betonung des Kompensationsgedankens**, die dem Artenschutzanliegen des europäischen Rechts nicht gerecht geworden ist. Demgemäß hat der Europäische Gerichtshof im Januar 2006 festgestellt, dass die Bundesrepublik Deutschland ihre Rechtsordnung nicht in ausreichendem Maße auf das europäische Artenschutzrecht eingestellt hat. Ein den Vorgaben des europäischen Rechts genügendes nationales Artenschutzrecht ist bislang nicht geschaffen worden. Die sog. „kleine BNatSchG-Novelle“<sup>88</sup> zur Anpassung an das europäische Artenschutzrecht ist im Gesetzgebungsprozess in die Kritik geraten, nachdem abermals Verstöße gegen europäisches Recht gerügt worden sind.<sup>89</sup> Das weitere Schicksal des Gesetzgebungsverfahrens ist derzeit ungewiss.

#### 4.1 Entscheidungsspielräume bei der Ausweisung von Schutzgebieten (§ 22 Abs. 1 und 2 BNatSchG)

Zum Schutz von Teilen von Natur und Landschaft sieht das deutsche Naturschutzrecht schon seit dem Reichsnaturschutzgesetz die Möglichkeit der Ausweisung von speziellen Schutzgebieten vor. Die aktuelle Bundesregelung in §§ 22 bis 31 BNatSchG listet und charakterisiert verschiedene Schutzgebietskategorien auf, die für die Länder verbindlich und abschließend sind.<sup>90</sup> Gleichwohl bedarf die Bundesregelung als Rahmenrecht der weiteren landesgesetzlichen Ausgestaltung (vgl. §§ 11, 6 Abs. 3 BNatSchG). Die Landesgesetze enthalten insbesondere Vorgaben zu Form, Inhalt und Verfahren der Schutzgebietserklärungen i. S. v. § 22 Abs. 2 BNatSchG.<sup>91</sup>

Anders als bei den gemeinschaftsrechtlich festgelegten FFH-Gebieten steht die Entscheidung über die Unterschutzstellung, Auswahl und Zuschnitt von nationalen Schutzgebieten nach § 22 Abs. 1 BNatSchG und den entsprechenden Landesregelungen im Ermessen der für die Gebietsausweisung zuständigen Behörden (**Entschließungsermessen**). Auch die Festlegung der Schutzziele und der Schutzmaßnahmen ist eine Ermessensentscheidung der Behörde (**Auswahlermessen**). Es müssen dabei folgende Anforderungen erfüllt sein.

Erstens muss das Gebiet **schutzwürdig** sein.<sup>92</sup> Dies erfordert, dass das Gebiet die gesetzlichen Merkmale der in Betracht gezogenen Schutzgebietskategorie schon aufweist

---

<sup>88</sup> Gesetzesentwurf der Bundesregierung zur Änderung des BNatSchG (Fn. 14).

<sup>89</sup> Siehe etwa die Stellungnahme des NABU (2007).

<sup>90</sup> Schmidt-Räntsch in: Gassner/Bendimir-Kahlo/Schmidt-Räntsch (2003), § 22 Rn. 4 ff.; Schumacher/Schumacher/Fischer-Hüftle (Fn. 24), § 22 Rn. 5 f.

<sup>91</sup> I. d. R. sehen die Länder die Form der Rechtsverordnung vor, die von den Naturschutzbehörden erlassen werden. Zur Errichtung eines Nationalparks ist teilweise auch ein formelles Gesetz vorgeschrieben (vgl. Schmidt-Räntsch (Fn. 90), § 22 Rn. 16).

<sup>92</sup> BVerwG Beschl. v. 18.7.1997 – 4 BN 5/97 –, NuR 1998, 37 (38).

bzw. entsprechend entwicklungsfähig ist und sich zur Verwirklichung der jeweiligen Schutzziele eignet.<sup>93</sup> Zweitens muss das ausgewählte Gebiet **schutzbedürftig** sein, was zumindest eine abstrakte Gefährdung der Schutzgüter voraussetzt.<sup>94</sup> Eine solche wird in Anbetracht des starken Nutzungsdrucks auf Naturräume aber in aller Regel bestehen und auch durch andere Sicherungsmittel, wie z. B. Vertragsnaturschutz, eine Gefährdung nicht vollständig auszuschließen sein.<sup>95</sup>

Die Feststellung der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit hat allein nach naturschutzfachlichen Kriterien zu erfolgen.<sup>96</sup> Andere konkurrierende Belange sind erst anschließend bei der verbindlichen Ermessenentscheidung zu berücksichtigen.

Die Entscheidung über das Gebiet, die Wahl der Schutzgebietskategorie und den Schutzzweck einschließlich der erforderlichen Ver- und Gebote muss rechtmäßig sowie verhältnismäßig sein und daher zwischen den Zielen des Naturschutzes und entgegenstehenden Belangen (z. B. Eigentümerfreiheit Art. 14 GG, kommunales Selbstverwaltungsrecht Art. 28 Abs. 2 GG) einen angemessenen Ausgleich finden (§ 2 Abs. 1 S. 1 BNatSchG), wobei dem Naturschutz aufgrund Art. 20a GG erhebliches Gewicht zukommt.<sup>97</sup> Die Entscheidung ist aufgrund des Ermessensspielraumes nur hinsichtlich der rechtlichen Grenzen gerichtlich überprüfbar. Schutzgebietsordnungen werden aber grundsätzlich Befreiungsmöglichkeiten für Ver- und Gebote enthalten müssen, um Härtefälle abfedern zu können.<sup>98</sup> Die Möglichkeit der **Befreiung** ergibt sich allerdings schon aus dem Gesetz selbst (§ 62 BNatSchG).

## 4.2 Der nationale Rechtsrahmen für den Artenschutz

Die im 5. Abschnitt des BNatSchG enthaltenen Artenschutzvorschriften erfuhren 1998 eine Anpassung an das europäische Recht und wurden 2002 im Wesentlichen nur neu gegliedert. Während §§ 39 bis 41 BNatSchG Rahmenvorschriften zum Schutz aller wildlebenden Tiere und Pflanzen enthalten, regeln §§ 42 bis 50 BNatSchG unmittelbar den gemeinschaftsrechtlich geforderten Schutz besonders oder streng geschützter Tiere und

---

<sup>93</sup> *Schumacher/Schumacher/Fischer-Hüftle* (Fn. 24), § 22 Rn. 9; *Schmidt-Räntsch* (Fn. 90), § 22 Rn. 14 ff.

<sup>94</sup> BVerwG, Beschl. v. 18.7.1997 – 4 BN 5/97 –, NuR 1998, 37 (38 f.); *Schumacher/Schumacher/Fischer-Hüftle* (Fn. 24), § 22 Rn. 10.

<sup>95</sup> *Schumacher/Schumacher/Fischer-Hüftle* (Fn. 24), § 22 Rn. 10 m.w.N.

<sup>96</sup> *Marzik/Wilrich* (2004), § 22 Rn. 26 ff.

<sup>97</sup> Vgl. BVerwG Beschl. v. 29.1.2007 – 7 B 68.06 –, NuR 2007, 268 (269); Urt. v. 11.12.2003 – 4 CN 10.02 –, NuR 2004, 311 f.; Urt. 31.01.2001 – 6 CN 2.00 –, E 112, 373 (379 f.); Beschl. v. 18.7.1997 – 4 BN 5/97 –, NuR 1998, 37 (39 f.); OVG Bremen, Beschl. v. 29.8.1989 – 1 N 2/88 –, NuR 1990, 82 (85 f.); *Schumacher/Schumacher/Fischer-Hüftle* (Fn. 24), § 22 Rn. 11 ff. m.w.N.; *Schmidt-Räntsch* (Fn. 90), § 22 Rn. 17.

<sup>98</sup> BVerwG Urt. 31.01.2001 – 6 CN 2.00 –, E 112, 373 (377 ff.); Beschl. v. 17.1.2000 – 6 BN 2/99 –, NVwZ-RR 2000, 339 (340); Beschl. v. 18.7.1997 – 4 BN 5/97 –, NuR 1998, 37 (40); *Schmidt-Räntsch* (Fn. 90), § 22 Rn. 24, 51 f.

Pflanzen i. S. der Anhänge A und B der Artenschutzverordnung 338/97/EG<sup>99</sup>, des Anhangs IV der FFH-RL und der europäischen Vogelarten (§ 10 Abs. 2 Nr. 10 BNatSchG). Hinsichtlich der streng geschützten Tier- und Pflanzenarten verbieten § 42 Abs. 1 Nr. 3 und 4 BNatSchG weitergehend jegliche Störung oder Beeinträchtigung, weshalb der Ausnahmevorschrift in § 43 Abs. 4 BNatSchG<sup>100</sup> eine umso größere Bedeutung zukam.

Da die Artenschutzverbote in § 42 Abs. 1 BNatSchG zum Teil über den europäischen Artenschutz hinausgehen, indem eine Beschränkung auf vorsätzliche Handlungen nicht erfolgte, sollte § 43 Abs. 4 BNatSchG den weitergehenden deutschen Artenschutz zugunsten der ordnungsgemäßen Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft sowie nach § 19 BNatSchG zugelassener Eingriffe wieder auf das europäische Maß zurückführen. In der Auslegung durch das BVerwG erfuhr die Ausnahmevorschrift mit der sehr restriktiven Interpretation des Begriffs „absichtlich“ in § 43 Abs. 4 S. 1 letzter HS. BNatSchG eine deutliche Erweiterung dahingehend, dass unvermeidbare Folgen rechtmäßigen Handelns als nicht absichtlich galten und insofern nicht den Artenschutzverboten unterfielen.<sup>101</sup> Bei Vorhaben, die der Eingriffsregelung unterlagen, wurde damit die Kompensation zur entscheidenden Stellgröße der Zulässigkeit.

In einem seit 1998 andauernden Vertragsverletzungsverfahren hat der EuGH mit Urteil v. 10.1.2006<sup>102</sup> festgestellt, dass Deutschland die FFH-RL nicht korrekt umgesetzt hat und insbesondere § 43 Abs. 4 BNatSchG die FFH-RL verletzt. Zum einen verstößt die Freistellung von nicht absichtlichen Beeinträchtigungen gegen Art. 12 Abs. 1 lit. d) FFH-RL, der – wie erwähnt – Fortpflanzungs- und Ruhestätten auch vor nicht absichtlichen Beschädigungen geschützt wissen will.<sup>103</sup> Zum anderen entspricht § 43 Abs. 4 BNatSchG als Ausnahmevorschrift<sup>104</sup> nicht den expliziten Vorgaben von Art. 16 FFH-RL. Die Europarechtswidrigkeit ist aufgrund der strukturellen Defizite von § 43 Abs. 4 BNatSchG als umfassend anzusehen, auch wenn § 42 Abs. 1 BNatSchG einen weiterreichenden

---

**99** Verordnung (EG) Nr. 338/97 des Rates vom 9.12.1996 über den Schutz von Exemplaren wild lebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels, ABl. EG Nr. L 61, 1 ff., Nr. L 100, 72 ff. und Nr. L 298, 70 ff.

**100** „Die Verbote (...) gelten nicht für den Fall, dass die Handlungen bei der guten fachlichen Praxis (...) oder bei der Ausführung eines nach § 19 zugelassenen Eingriffs, bei der Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung nach dem UVP-Gesetz (...) vorgenommen werden, soweit hierbei Tiere, einschließlich ihrer Nist-, Brut-, Wohn- oder Zufluchtstätten und Pflanzen der besonders geschützten Arten nicht absichtlich beeinträchtigt werden“.

**101** BVerwG Urt. v. 11.1.2001 – 4 C 6.00 –, E 112, 321 (330); Beschl. v. 12.4.2005 – 9 VR 41.04 –, NuR 2005, 538, 541. Zustimmung OVG Lüneburg Urt. v. 1.9.2005 – 7 KS 220/02 –, ZUR 2006, 38, 41; *Lorz/Müller/Stöckel* (2003), § 43 Rn. 15 f.; *Müller* (2005), S. 160, 162 f.

Für eine weite Auslegung des Begriffs dagegen VGH Kassel, Urt. v. 24.11.2003 – 3 N 1080/03 –, NuR 2004, 393, 394; Urt. v. 25.2.2004 – 3 N 1699/03 –, NuR 2004, 397 f.; *Gellermann* (2003), S. 388 m.w.N.; *Louis* (2001), S. 389; *Fischer-Hüftle* (2005), S. 769 f.; *Köck* (2006), S. 520.

**102** EuGH Rs. C-98/03, Slg. 2006, I-53 Rn. 53 - 62.

**103** A.A. *Müller* (2005), S. 163.

**104** Der EuGH hat die Vorschrift entsprechend ihrer Bezeichnung als Ausnahmevorschrift zu den Artenschutzverboten (Rn. 61) und nicht z. B. als negative Tatbestandsbegrenzung angesehen.

Schutz normiert.<sup>105</sup> Der Vorrang des Gemeinschaftsrechts führt zur unmittelbaren Anwendung des oben erörterten EG-Rechts, bis Deutschland sein Artenschutzrecht entsprechend erneuert hat.<sup>106</sup>

Des Weiteren hat der EuGH mittlerweile die Auslegung des Begriffs „absichtlich“ in Art. 12 Abs. 1 FFH-RL ausdrücklich dahingehend geklärt, dass auch die zumindest in Kauf genommene Störung absichtlich im Sinne der Richtlinie ist.<sup>107</sup> Das BVerwG wird daher seine Auslegung des Begriffs endgültig revidieren müssen.<sup>108</sup>

### 4.3 Bewertung am Maßstab des Effizienzpostulates

Der vergleichende Blick auf das nationale Gebietsschutzrecht zeigt, dass der nationale Gesetzgeber, anders als der europäische Gesetzgeber, die Vorrangentscheidung nicht selbst getroffen, sondern an die dafür zuständigen Behörden überantwortet hat. Die Unterschutzstellung von Gebieten ist als Einzelfall bezogene Ermessensentscheidung der dafür zuständigen Behörden ausgestaltet. Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit auf der naturschutzfachlichen Seite sind tatbestandliche Voraussetzungen für die Ausweisung von Schutzgebieten, die Rechtsfolge ist aber nicht zwingend vorgegeben, sondern lässt Raum für die Berücksichtigung konkurrierender sozioökonomischer Ansprüche an die Nutzung. Die konkurrierenden Nutzungsansprüche können sich schon im Rahmen des sog. Entschließungsermessens niederschlagen, wenn die Behörde die sozioökonomischen Nutzungsansprüche als so gewichtig ansieht, dass sie von der Unterschutzstellung Abstand nimmt. Häufiger wirken sich konkurrierende Nutzungsansprüche allerdings im Rahmen des sog. Ausgestaltungsermessens bei der Entscheidung über den räumlichen Zuschnitt der Schutzgebiete aus, die häufig zu klein dimensioniert sind und damit nicht ausreichen, um die Schutzziele im Gebiet erreichen zu können. Die europäische Herangehensweise ist deutlich effektiver und – legt man den insgesamt besorgniserregenden Zustand der biologischen Vielfalt in Europa zugrunde – auch effizienter, weil das europäische Schutzkonzept bessere Chancen bietet, die politisch gesetzten Erhaltungsziele erreichen zu können.

Bezogen auf das Artenschutzrecht ist festzustellen, dass das nationale Recht Konflikte zwischen Artenschutz, Landwirtschaft und vorhabenbezogenem Fachrecht durchgängig zugunsten von Landwirtschaft und Fachrecht entschieden hat.<sup>109</sup> Die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft und die Abarbeitung der Pflichten der Eingriffsregelung

---

<sup>105</sup> BVerwG Urt. v. 21.6.2006 – 9 A 28/05 –, ZUR 2006, 543 (545); Köck (2006), S. 520. A.A. Kratsch, (2007), S. 27 f.

<sup>106</sup> Siehe den Gesetzesentwurf der Bundesregierung (Fn. 13) (kritisch Gellermann (2007a)).

<sup>107</sup> EuGH Urt. v. 18.5.2006 – Rs. C-221/04 –, Fischotter, Slg. 2006, I-4515 Rn. 71. Siehe oben Abschnitt 3.1.

<sup>108</sup> Zweifel äußerte schon der 4. Senat des BVerwG im Urt. v. 16.3.2006 – 4 A 1075.04 –, E 125, 116 Rn. 559 ff.

<sup>109</sup> Der BNatSchG-Entwurf (Fn. 14) hält an dieser Privilegierung fest (siehe Art. 1 Nr. 2 und 7).

dispensieren von artenschutzrechtlichen Verboten, obwohl weder die gute fachliche Praxis noch die Eingriffsregelung spezifische artenschutzbezogene Standards kennen.

Erst durch die Vorschriften des europäischen Artenschutzrechts hat der Artenschutz Effektivität und Effizienz gewonnen.

## 5 Schlussbetrachtung

Das europäische Gebiets- und Artenschutzrecht hat zu einer deutlichen Effektivierung des Naturschutzes geführt. Diese Effektivierung hält einer Überprüfung am Maßstab des Effizienzpostulates stand, wenn man mit dem europäischen Gesetzgeber den Zustand der biologischen Vielfalt in Europa als besorgniserregend anerkennt und demgemäß Maßnahmen zur Ertüchtigung und Stärkung des Naturschutzrechts als angemessen qualifiziert. Sozioökonomische Erfordernisse werden auch im europäischen Naturschutzrecht nicht ausgeblendet, sondern können sich im Rahmen eines allerdings streng gefassten Ausnahmeregimes Geltung verschaffen. Größere Beweglichkeit für das Verfolgen anderer öffentlicher Interessen wird zurückgewonnen durch vorausschauende funktionserhaltende Maßnahmen bzw. andere funktionssichernde Kompensationen. Dies setzt allerdings ein leistungsfähiges Monitoring und ein Kompensationsmanagement voraus.

## Annex 1

### Abkürzungsverzeichnis

a.A.	anderer Ansicht
ABl.	Amtsblatt
Abs.	Absatz
Art.	Artikel
Beschl.	Beschluss
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Natur und Reaktorsicherheit
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BT-Drs.	Bundestags-Drucksache
BVerfG	Bundesverfassungsgericht
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
BVerwGE	Entscheidungssammlung des Bundesverwaltungsgerichts
DVBl.	Deutsches Verwaltungsblatt
E	Entscheidungssammlung des Bundesverwaltungsgerichts
EG	Europäische Gemeinschaft
EGV	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
f.	folgende
ff.	fortfolgende
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
Fn.	Fußnote
GG	Grundgesetz
HS.	Halbsatz
i. d. R.	in der Regel
i. S.	im Sinne
i. V. m.	in Verbindung mit
LANA	Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung
lit.	Buchstabe
m.w.N.	mit weiteren Nachweisen
NABU	Naturschutzbund Deutschland
NuR	Natur und Recht (Zeitschrift)
NVwZ	Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht
RL (EG)	Richtlinie der Europäischen Union
Rn.	Randnummer(n)
Rs.	Rechtsache
Slg.	Entscheidungssammlung des Europäischen Gerichtshofs

SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
SUP	Strategische Umweltprüfung
Tz.	Textziffer
UAbs.	Unterabsatz
UBA	Umweltbundesamt
UGB	Umweltgesetzbuch
Urt.	Urteil
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VS-RL	Vogelschutz-Richtlinie
ZUR	Zeitschrift für Umweltrecht

## Annex 2

### gesonderte Auflistung der Literatur

- Cosack, T. (2002) Erheblichkeitsschwelle und Ausnahmeregelungen nach § 34 BNatSchG – Garanten für eine ausgewogene Verträglichkeitsprüfung? *Umwelt- und Planungsrecht (UPR)*, S. 250 - 258.
- Europäische Kommission (2000) NATURA 2000 – Gebietsmanagement. Luxembourg: *Amt für Amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften*.
- Europäische Kommission (2004) Mitteilung der Kommission an den Rat und an das Europäische Parlament – Finanzierung von Natura 2000, KOM (2004) 431 endg. Brüssel.
- Europäische Kommission (2007a) Guidance document on Article 6(4) of the 'Habitats Directive' 92/43/EEC. Luxembourg: *Amt für Amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften*.
- Europäische Kommission (2007b) Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitat Directive 92/43/EEC, Final-Version, Februar 2007, Brüssel .
- Fisahn, A. (2006) Vertragsverletzung durch die Bundesrepublik Deutschland wegen mangelhafter Umsetzung der FFH-Richtlinie. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, S. 137-139.
- Fischer-Hüftle, P. (1999) Zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in das Bundes- und Landesnaturschutzrecht. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, S. 66-72.
- Fischer-Hüftle, P. (2005) Zur „absichtlichen“ Beeinträchtigung europarechtlich geschützter Arten. *Natur und Recht (NuR)*, S. 768-770.
- Gassner, E., Bendomir-Kahlo, G. & Schmidt-Räntschi, J. (2003) *Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)*, 2. Aufl. München: Beck.
- Gellermann, M. (2003) Artenschutz in der Fachplanung und der kommunalen Bauleitplanung. *Natur und Recht (NuR)*, S. 385-394.
- Gellermann, M. (2007a) Artenschutzrecht im Wandel. *Natur und Recht (NuR)*, S. 168-172.
- Gellermann, M. (2007b) Das besondere Artenschutzrecht in der kommunalen Bauleitplanung. *Natur und Recht (NuR)*, S. 132-138.
- Hofmann, E. (2006) Die europäische Folgenabschätzung in der Umweltpolitik. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, S. 574-581.
- Köck, W. (2002) Gesetzesfolgenabschätzung und Gesetzgebungsrechtslehre. *Verwaltungsarchiv 93 (Gesetzesfolgenabschätzung und Gesetzgebungsrechtslehre)*, S. 1-21.
- Köck, W. (2005) Der Kohärenzausgleich für Eingriffe in FFH-Gebiete. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*. S. 466-470.
- Köck, W. (2006) Auswirkungen des europäischen Artenschutzes auf die kommunale Bauleitplanung. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, S. 518-523.
- Kratsch, D. (2007) Neue Rechtsprechung zum Artenschutz. *Natur und Recht (NuR)*, S. 27-29.

- Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz Landschaftspflege und Erholung (LANA) (2006) Hinweise der LANA zur Anwendung des europäischen Artenschutzrechts bei der Zulassung von Vorhaben und Planungen. *Beschluss vom 29.5.2006*.
- Landmann/Rohmer Umweltrecht – *Band IV Sonstiges Umweltrecht*. Loseblatt. München: Beck.
- Lorz, A., Müller, M.H. & Stöckel, H. (2003) *Naturschutzrecht (BNatSchG)*. 2. Aufl. München: C. H. Beck.
- Louis, H. W. (2001) Zur Bedeutung des naturschutzrechtlichen Artenschutzes bei der Zulassung von Bauvorhaben im unbeplanten Innenbereich. *Natur und Recht (NuR)*, S. 388-390.
- Marzik, U. & Wilrich, T. (2004) *Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)*. Baden-Baden: Nomos.
- Müller, M. (2005) Das System des deutschen Artenschutzrechts und die Auswirkungen der Caretta-Entscheidung des EuGH auf den Absichtsbegriff des § 43 Abs. 4 BNatSchG. *Natur und Recht (NuR)*, S. 157-163.
- NABU (2007) *Stellungnahme zur Novelle BNatSchG vom 22.12.2006*. Bonn: 24.1.2007.
- Niederstadt, F. (1998) Die Umsetzung der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie durch das zweite Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes. *Natur und Recht (NuR)*, S. 515-526.
- Ramsauer, U. (2000) Die Ausnahmeregelungen des Art. 6 Abs. 4 der FFH-Richtlinie. *Natur und Recht (NuR)*, S. 601-611.
- Schumacher, J. & Fischer-Hüftle, P. (2003) *Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)*. Stuttgart: Kohlhammer.
- Sparwasser, R., Engel, R. & Voßkuhle, A. (2003) *Umweltrecht*. 5. Aufl. Heidelberg: C.F. Müller.
- Wolf, R. (2005) Die Berücksichtigung der wirtschaftlichen und sozialen Belange bei der Umsetzung des FFH-Rechts. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, S. 449-458.
- Wickel, M. & Bieback, K. (2004) Der Ausbau von Bundesverkehrswegen und das FFH-Schutzregime. *Bayerische Verwaltungsblätter (BayVBl.)*, S. 353-364.



## Autorenverzeichnis

Dipl. Ing. agr. Alexander **Becker**

Stiftung Rheinische Kulturlandschaft

Rochusstraße 18 · 53123 Bonn

Tel. 0228 - 61 99 656 · Fax -62 00 249

a.becker@rheinische-kulturlandschaft.de · [www.rheinische-kulturlandschaft.de](http://www.rheinische-kulturlandschaft.de)

Prof. Dr. Detlef **Czybulka**

Lehrstuhl für Staats- und Verwaltungsrecht, Umweltrecht und  
Öffentliches Wirtschaftsrecht

Juristische Fakultät der Universität Rostock

Richard-Wagner-Straße 31 · 18119 Rostock-Warnemünde

Tel. 0381 498 - 8250 · Fax -8252

detlef.czybulka@uni-rostock.de · [www.iura.uni-rostock.de/Czybulka/Czybulka.htm](http://www.iura.uni-rostock.de/Czybulka/Czybulka.htm)

Dr. Ralf **Döring**

Lehrstuhl für Landschaftsökonomie

Institut für Botanik und Landschaftsökologie der

Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Grimmer Str. 88 · 17489 Greifswald

Tel. 0 38 34 86-41 27 · Fax -41 07

doering@uni-greifswald.de

Dr. Martin **Drechsler**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Department Ökologische Systemanalyse

Permoserstr. 15 · 04318 Leipzig

Tel. 0341 235 - 2039 · Fax -3500

martin.drechsler@ufz.de · [www.ufz.de/index.php?de=3756](http://www.ufz.de/index.php?de=3756)

Prof. Dr. Ulrich **Hampicke**

Lehrstuhl für Landschaftsökonomie und Landnutzung

Institut für Botanik und Landschaftsökologie der

Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Grimmer Str. 88 · 17489 Greifswald

Tel. 0 38 34 86-41 22 · Fax -41 07

hampicke@uni-greifswald.de · [www.uni-greifswald.de/~laoekon](http://www.uni-greifswald.de/~laoekon)

**Dr. Karin Johst**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ  
Department Ökologische Systemanalyse  
Permoserstr. 15 · 04318 Leipzig  
Tel. 0341 235 - 2035 · Fax -3500  
karin.johst@ufz.de · [www.ufz.de/index.php?de=3732](http://www.ufz.de/index.php?de=3732)

**Dr. Malte Kersten**

wissenstransfer-kiel  
Universität Kiel, eXist  
Christian-Albrechts-Platz 4 · 24098 Kiel  
kersten@witra-kiel.de · [www.witra-kiel.de](http://www.witra-kiel.de)

**Prof. Dr. Wolfgang Köck**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ  
Department Umwelt- und Planungsrecht  
Permoserstr. 15 · 04318 Leipzig  
Tel. 0341 235 - 3140 · Fax -2825  
wolfgang.koeck@ufz.de · [www.ufz.de/index.php?de=1777](http://www.ufz.de/index.php?de=1777)

**Dr. Birgit Litterski**

Institut für Umwelt, Botanik und Landnutzung UBL  
Rudolf-Petershagen-Allee 12 · 17489 Greifswald  
und  
AG Landschaftsökonomie der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald  
Grimmer Str. 88 · 17489 Greifswald  
litterski@uni-greifswald.de

**Dipl. Geogr. Sonja Macke**

Institut für Lebensmittel- und Ressourcenökonomik  
Universität Bonn  
Nußallee 21 · 53115 Bonn  
sonja.macke@ilr.uni-bonn.de

**Dr. Stefan Möckel**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ  
Department Umwelt- und Planungsrecht  
Permoserstraße 15 · 04318 Leipzig  
Tel 0341 235 - 3283 · Fax -2825  
stefan.moeckel@ufz.de · [www.ufz.de/index.php?de=12908](http://www.ufz.de/index.php?de=12908)

Dipl. Ing. /Dipl. Ökol. Thomas **Muchow**

Stiftung Rheinische Kulturlandschaft

Rochusstraße 18 · 53123 Bonn

Tel. 0228 - 61 99 658 · Fax -62 00 249

t.muchow@rheinische-kulturlandschaft.de · www.rheinische-kulturlandschaft.de

Dr. Cornelia **Ohl**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Department Ökonomie

Permoserstraße 15 · 04318 Leipzig

Tel. 0341 235 - 3265 · Fax -2825

cornelia.ohl@ufz.de · www.ufz.de/index.php?de=4987

Dipl.-Ing. agr. Bernhard **Osterburg**

Johann Heinrich von Thünen-Institut,

Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei

Bundesallee 50 · 38116 Braunschweig

Tel. 0531 596 - 5211 · Fax -5599

bernhard.osterburg@fal.de ·

[http://www.fal.de/cln\\_044/nn\\_791188/DE/institute/LR/forschung/arbeitsgebiete/ag3\\_\\_de.html](http://www.fal.de/cln_044/nn_791188/DE/institute/LR/forschung/arbeitsgebiete/ag3__de.html)

Prof. Dr. Marianne **Penker**

Institut für Nachhaltige Wirtschaftsentwicklung

Department für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften der Universität für Bodenkultur

Feistmantelstr. 4 · A-1180 Wien · Österreich

Tel. + 43 1 47654 - 3580 · Fax - 3570

marianne.penker@boku.ac.at · www.boku.ac.at

Dipl. Volkswirt Christian **Schleyer**

Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät

Institut für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus der

Humboldt Universität zu Berlin

Philippstr. 13 · 10099 Berlin

Sitz: Hannoversche Str. 27, Haus 12

Tel. 030 2093 - 6209 · Fax -6497

christian\_schleyer@hotmail.com · www.agrar.hu-berlin.de/wisola/fg/ress

PD Dr. Josef **Settele**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Department Biozönoseforschung

Theodor-Lieser-Str. 4 · 06120 Halle

Tel. 0345 558 - 5320 · Fax -5329

josef.settele@ufz.de · [www.ufz.de/index.php?de=817](http://www.ufz.de/index.php?de=817)

Dr. Karin **Ulbrich**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Department Biozönoseforschung

Theodor-Lieser-Str. 4 · 06120 Halle

Tel. 0345 558 - 5315 · Fax -5329

karin.ulbrich@ufz.de · [www.ufz.de/index.php?de=6388](http://www.ufz.de/index.php?de=6388)

Dr. Frank **Wätzold**

Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Department Ökonomie

Permoserstr. 15 · 04318 Leipzig

Tel. 0341 235-2670 · Fax -2825

frank.waetzold@ufz.de · [www.ufz.de/index.php?de=1671](http://www.ufz.de/index.php?de=1671)

