

Ein Modell zur räumlichen Allokation von Artenschutzmaßnahmen der Landwirtschaft

Martin Drechsler und Frank Wätzold

1 Einleitung

Die Wahl von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmethoden gilt als einer der entscheidenden Faktoren für die Artenvielfalt in Mitteleuropa (siehe z. B. Hampicke 1991; Nowicki 1997). Im Mittelalter führte die Ausdehnung der Landwirtschaft in Mitteleuropa zu einer Zunahme des Artenreichtums bei Tieren und Pflanzen. Waldrodungen und der Anstieg der auf verschiedenste Art und Weise landwirtschaftlich genutzten Fläche hatten einen Anstieg der Habitatsdiversität zur Folge. Dieser Trend kehrte sich im zwanzigsten Jahrhundert um.¹ Die Industrialisierung der Landwirtschaft führte über verschiedene Mechanismen zu einem Rückgang der Biodiversität. Beispielsweise wurden Hecken und kleine Wäldchen abgeholzt, um den Gebrauch großer landwirtschaftlicher Maschinen zu erleichtern. Weiterhin führte der Bedarf an mittelfeuchten Böden, die für Nutzpflanzen besonders geeignet sind, zur Zerstörung von sowohl sehr trockenen als auch sehr feuchten Habitaten. Gleichzeitig reduzierte der ansteigende Verbrauch von Düngemitteln die Häufigkeit von nährstoffarmen Böden. Der Einsatz von Pestiziden führte direkt zu Schädigungen von Pflanzen und Tieren. Außerdem beeinträchtigten die frühen Schnitte von Wiesen zum Gewinn von wertvollem Futter für Tiere die pflanzliche Vielfalt der Wiesen, was ein geringeres Nahrungsangebot für Insekten zur Folge hatte.

Ein Abbremsen dieser Entwicklung oder gar eine Umkehr kann nur durch eine Veränderung der landwirtschaftlichen Produktionsweise hin zu einer artenschutzfreundlichen Bewirtschaftung erreicht werden. Beispielsweise können Landwirte Hecken und kleine Wäldchen wieder anpflanzen. Weiterhin kann der Einsatz von Pestiziden ganz gestoppt oder nur noch in bestimmten Gebieten gestattet werden. Außerdem können Wiesenschnitte erst nach einem bestimmten Schnittermin erfolgen. Die Durchführung dieser Maßnahmen durch Landwirte ist für diese jedoch mit direkten Kosten oder mit Kosten in Form von Ertragseinbußen verbunden. Akzeptiert man die bestehende Ausgestaltung der Eigentumsrechte, so können die Landwirte nicht zu solchen Maßnahmen gezwungen werden, sondern es muß hierfür eine Kompensation bzw. Honorierung erfolgen (Coase 1960; Bromley und Hodge 1990; Bromley 1997; Hackl und Pruckner 1997). Von einem theoretischen Standpunkt aus betrachtet sind Kompensationszahlungen gerechtfertigt, wenn eine Änderung der landwirtschaftlichen Produktionsmethoden zu einem Anstieg der Konsumentenrente führt, der vom Betrag her größer ist als die Reduzierung der Produzentenrente (Bonnieux et al. 1998). Auf europäischer Ebene hat die EU-Agrarpolitik hauptsächlich mit der EU-Verordnung 2078/92 bereits Initiativen in

¹ Eine ausführliche historische Beschreibung der landwirtschaftlichen Entwicklung und ihrer Auswirkungen auf die Artenvielfalt findet sich in dem Beitrag von Ring und Wätzold in diesem Bericht.

Richtung Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft unternommen.² Es ist zu erwarten, daß dieser Trend sich mit der Agenda 2000 fortsetzt.

Eine Kritik an den aktuellen Maßnahmen zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft ist, daß teilweise Maßnahmen finanziert werden, ohne räumliche ökologische Besonderheiten zu berücksichtigen. Das Bundesamt für Naturschutz (1997) weist daraufhin, daß mit den vorhandenen finanziellen Ressourcen ein höherer Nutzen für die Artenvielfalt erzielt werden kann, wenn diese räumlich gezielter eingesetzt würden. Mit diesem Aufsatz sollen Richtlinien aufgezeigt werden, wie ein gegebenes finanzielles Budget für die Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft zwischen Regionen aufgeteilt werden soll, die sich durch ihre Naturausstattung unterscheiden. Der gesellschaftliche Nutzen durch Artenvielfalt soll dabei maximiert werden. Insbesondere interessiert es uns, ob mehr Ressourcen in Regionen alloziiert werden sollen, die sich durch eine reiche Naturausstattung auszeichnen oder mehr Ressourcen in Regionen mit einer geringen Naturausstattung. Zu diesem Zweck stellen wir ein räumliches Allokationsmodell mit zwei Regionen vor, die sich bezüglich der Fläche unterscheiden und die jeweilige Fläche bereits artenschutzfreundlich bewirtschaftet wird. Die Grundstruktur unseres Modells entspricht dabei anderen ökonomischen Modellen zur optimalen räumlichen Allokation von Ressourcen (vgl. z. B. Siebert 1998). Im Gegensatz zu diesen Modellen leiten wir unsere Benefitfunktionen³ jedoch aus der ökologischen Theorie ab. Dies erlaubt uns realitätsnähere Politikempfehlungen zu geben.

In dem nächsten Kapitel werden verschiedene Benefitfunktionen der ökologischen Theorie vorgestellt, die Artenvielfalt als Funktion der für den Artenschutz vorhandenen Fläche bestimmen. In Kapitel 3 entwickeln wir die Grundstruktur unseres Modells und im darauf folgenden Kapitel diskutieren wir die Ergebnisse.⁴ In Kapitel 5 werden vorhandene Programme zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft daraufhin untersucht, inwieweit sie räumliche Differenzierung bei der Vergabe von Fördermitteln berücksichtigen. In Kapitel 6 ziehen wir Schlußfolgerungen aus unseren Überlegungen und diskutieren mögliche Politikempfehlungen.

2 Die Benefitfunktion

In diesem Kapitel stellen wir verschiedene Möglichkeiten vor, wie der Benefit der Biodiversität als Funktion der Artenschutzfläche (d. h. der Fläche, die für Artenschutzaufgaben zur Verfügung steht) dargestellt werden kann. Die allgemeingültige Ableitung einer solchen Benefitfunktion ist aus zwei Gründen problematisch. Zum einen sind mehrere Kriterien denkbar, anhand derer man den Benefit eines Ökosystems messen kann. Das bedeutet, daß mehrere unterschiedliche Benefitfunktionen berücksichtigt werden müssen, um die Bandbreite mögli-

² Ein Überblick über EU-Politikinstrumente, die dem Umweltschutz in der Landwirtschaft dienen, findet sich in Nowicki (1997, S. 71).

³ Um zwischen ökologischen und gesellschaftlichen Nutzen unterscheiden zu können, bezeichnen wir den ökologischen Nutzen als Benefit und den gesellschaftlichen Nutzen als Nutzen. Der Zusammenhang zwischen Benefit und Nutzen besteht darin, daß der Benefit durch eine gesellschaftliche Bewertung in Nutzen überführt wird.

⁴ Um die Lesbarkeit des Aufsatzes für den mathematisch nicht geschulten Leser zu erhöhen, haben wir auf die mathematische Herleitung der Ergebnisse verzichtet. Hierfür verweisen wir auf Drechsler und Wätzold (1999).

cher Bewertungen einigermaßen abdecken zu können. Zum anderen ist wegen der hohen Variabilität der meisten Ökosysteme jedes Ökosystem zu einem gewissen Grade einmalig, was die Existenz allgemeingültiger Bewertungsmaßstäbe in Frage stellt. Wenn man sich allerdings auf sehr einfache Ökosystemeigenschaften wie etwa Artenreichtum beschränkt, können durchaus allgemeine Maßstäbe aufgestellt werden, die auch den Vergleich zweier Ökosysteme erlauben.

Eine der fundamentalen Beziehungen zwischen Biodiversität und Fläche liefert die Insel-Theorie von MacArthur und Wilson (1967). Diese erklärt, wie der Artenreichtum, d. h. die Anzahl der vorhandenen Arten, auf einer Insel oder einem Areal („Habitatpatch“) von dessen Größe abhängt. Artenreichtum ist selbstverständlich nur eine unter vielen Maßzahlen, aber durchaus eine gebräuchliche. Daher ist es eine sinnvolle Annahme, den Benefit (B) eines Ökosystems durch dessen Artenreichtum (S) zu messen. Die Abhängigkeit des Artenreichtums hängt von der Habitatfläche (A) gemäß

$$B = S = \alpha * A^z \quad (1)$$

ab, wobei α eine positive Konstante ist und der Exponent z zwischen 0,15 und 0,35 liegen kann – je nach Habitattyp und betrachteter Artengruppe (Begon et al. 1990; Wissel und Maier 1992). Beispielsweise hängt z davon ab, ob man Vögel oder Säugetiere bzw. See- oder Landvögel usw. betrachtet.

Die Verwendung des Artenreichtums als Maß für den Benefit eines Ökosystems ist nicht unkritisch, da er nicht reflektiert, wie gut das Ökosystem „funktioniert“. Eine sinnvolle Alternative besteht darin, das Wohlergehen ausgewählter Zielarten zu betrachten, seien es Schlüssel-, Schirm- oder andere Arten (Settele et al. 1996; Berger 1997; Simberloff 1997). Für diesen Ansatz wird ein Maß für das Wohlergehen einzelner Arten und dessen Abhängigkeit von der Habitatgröße benötigt. In diese Abhängigkeit gehen viele Details ein; für grobe Abschätzungen gibt es aber einige generelle Regeln. Lande (1993) und Wissel et al. (1994) haben einen funktionellen Zusammenhang zwischen der erwarteten Lebensdauer einer Population T und der Tragfähigkeit (Kapazität K) ihres Habitats ermittelt. Die Lebensdauer ist eng verknüpft mit der Wahrscheinlichkeit, daß die Population einen vorgegebenen Zeitraum überlebt (Wissel et al. 1994) und stellt somit ein universelles Maß für die Überlebensfähigkeit einer Population dar. Die Kapazität bezeichnet die maximale Anzahl von Individuen, die unter optimalen Bedingungen in dem Habitat überleben können und ist eng verknüpft mit der Größe des Habitats. Wissel et al. (1994) führen den Exponenten $a=2/v^2-1$ ein und finden

$$\begin{aligned} T &= \beta * K^a \quad \text{für } 0 < v^2 < 2 \text{ und} \\ T &= \beta * \ln(K) \quad \text{für } v^2 \geq 2. \end{aligned} \quad (2)$$

Die Größe v ist der Variationskoeffizient (relative Standardabweichung) der Populationswachstumsrate, und β ist eine positive Konstante. Die Variation im Populationswachstum hängt von der Variabilität der Umwelt (etwa des Wetters) ab und davon, wie stark sich diese auf die Populationsdynamik auswirkt. Daher bezeichnet man v auch als Umweltvariabilität.

Gleichung (2) sagt aus, daß die Überlebensfähigkeit einer Population logarithmisch oder algebraisch mit der Habitatgröße anwächst, je nach Stärke der Umweltvariabilität v . Letztere hängt von der betrachteten Art und der Qualität des Habitats ab. Als einfache Faustregel gilt: stärkere Umweltvariabilität ($v \geq 1$) wird meist in physisch kleinen Arten mit hoher Populationswachstumsrate, etwa bei vielen Insektenarten, beobachtet; kleine $v < 1$ trifft man dagegen häufig bei größeren Organismen, etwa Säugetieren, an (siehe z. B. Begon et al. 1990; Stearns 1992). Ferner erhöht eine geringe Habitatqualität im allgemeinen die Umweltvariabilität.

Ein einfacher Weg, den Benefit eines Ökosystems zu messen, ist nun eine Zielart auszuwählen und den Benefit durch deren Überlebensfähigkeit, d. h. Lebensdauer T , auszudrücken. Wenn wir annehmen, daß die Habitatkapazität K proportional zur Habitatfläche A ist, erhalten wir

$$\begin{aligned} B = T &= \beta' \cdot A^z \quad \text{für } 0 < v^2 < 2 \\ B = T &= \beta' \cdot \ln(A) \quad \text{für } v^2 \geq 2 \end{aligned} \quad (3)$$

wobei β' ein positiver Proportionalitätsfaktor ist. Da Gleichung (1) sich auf die Gesamtheit aller Arten und Gleichung (3) sich auf eine einzelne Art bezieht, könnte man sagen, daß diese beiden Ansätze die Grenzen eines Spektrums möglicher Benefitfunktionen markieren.

In beiden Gleichungen ist der Benefit mit der Habitatfläche über ein Potenzgesetz verknüpft, mit Ausnahme starker Umweltvariabilität, $v > 2$. Ein Spektrum möglicher Benefitfunktionen zeigt Abbildung 1.

Man kann sehen, daß für einen weiten Bereich von Flächen A die logarithmische Funktion fast genauso aussieht wie die Potenzfunktion nach Gleichung (1) mit $z=0,15$. In der Tat fanden wir, daß eine logarithmische Benefitfunktion zu sehr ähnlichen Modellresultaten führt wie eine Potenzfunktion mit $z=0,15$. Daher betrachten wir im folgenden nur Potenzfunktionen (Gl. 1) mit unterschiedlichen z . Große z beschreiben einzelne Arten mit geringer Umweltvariabilität v , während kleine z sich sowohl auf Artenreichtum (Gl. 1) als auch auf einzelne Arten mit starker Umweltvariabilität (Gl. 3) beziehen können.

Da z und v (Gl. 1 und 3) von Typ und Qualität des Habitats abhängen, gilt dasselbe auch für die Benefitfunktion insgesamt. Wenn daher verschiedene Habitate anhand einer bestimmten Benefitfunktion miteinander verglichen werden, muß sichergestellt sein, daß beide Habitate vom gleichen Typ und etwa von gleicher Qualität sind. Beispielsweise sollte hochwertiges Waldland nur mit hochwertigem Waldland, nicht aber mit einem minderwertigen Feuchtgebiet verglichen werden.

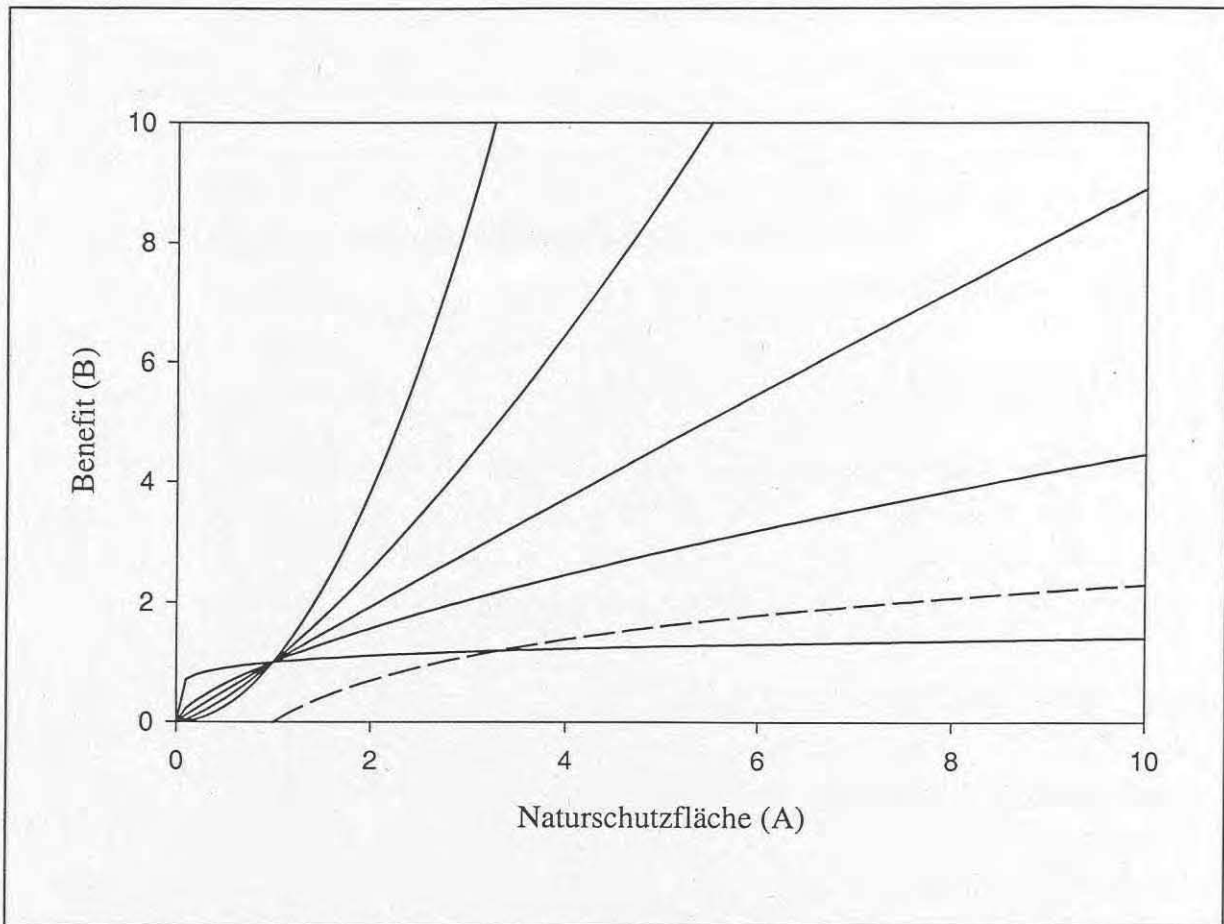


Abb. 1: Benefit-Funktion $B \sim A^z$ (durchgezogene Linien) mit $z = 0,15; 0,65; 0,95; 1,35; 1,95$ (von unten nach oben). Gestrichelte Linie: $B \sim \ln(A)$ (vgl. Gl. 2).

3 Das Modell

Unser Ziel besteht darin, Richtlinien zu entwickeln, wie eine gegebene Summe an finanziellen Ressourcen für den Artenschutz in der Landwirtschaft C_{tot} auf verschiedene Regionen aufgeteilt werden soll, so daß der gesellschaftliche Nutzen U maximiert wird. Zu diesem Zweck entwickeln wir ein Modell mit zwei Regionen, die sich in ihrer anfänglichen Naturausstattung unterscheiden. Um dies zu modellieren, unterstellen wir, daß in den beiden Regionen die bereits von der Landwirtschaft artenschutzfreundlich bewirtschaftete Fläche unterschiedlich groß ist. Wir unterstellen, daß der Benefit B ein adäquates Maß für den gesellschaftlichen Nutzen darstellt ($U \sim B$) und betrachten deshalb nur Benefits. Die Gesamtmenge an Benefits wird über die Gleichung

$$B_{\text{tot}} = B_1 + B_2 \quad (4)$$

bestimmt, bei der B_1 und B_2 die Benefits für die Regionen 1 und 2 repräsentieren. Der Zusammenhang zwischen Benefits und Größe der artenschutzfreundlich bearbeiteten Fläche wurde im vorherigen Kapitel hergeleitet (Gl. 1 und 3). Wir nehmen an, daß die Landwirte in

dem Moment ihre Flächen artenschutzfreundlich bearbeiten, wenn die Kompensationszahlungen den zusätzlichen Kosten entsprechen. Aus diesem Grund entsprechen in jeder Region die Kompensationszahlungen den Kosten und wir betrachten nur die Kosten. Die Verbindung zwischen artenschutzfreundlich bearbeiteter Fläche A_i und Kosten C_i ($i=1,2$) in jeder Region wird über eine einfache Kostenfunktion beschrieben. Es wird angenommen, daß diese in beiden Regionen gleich ist. Weiterhin unterstellen wir, daß die Grenzkosten c_i mit zunehmender artenschutzfreundlich bewirtschafteter Fläche ansteigen:

$$c_i = dC_i/dA_i = c_0 + e * \Delta A_i \quad (i=1,2) \quad (5)$$

wobei dC_i/dA_i die Grenzkosten darstellen und ΔA_i den Anstieg der artenschutzfreundlich bewirtschafteten Fläche in Region i . Die Größen c_0 und e sind Konstanten. Insbesondere gibt das Verhältnis e/c_0 an, ob die Grenzkosten stark oder schwach steigen. Die Kosten C_i dieses Anstiegs ΔA_i ergeben sich dann als Integral von Gleichung (5):

$$C_i = c_0 * \Delta A_i + e/2 * (\Delta A_i)^2 \quad (i=1,2). \quad (6)$$

Wie bei der Kostenfunktion unterstellen wir bei der Benefitfunktion (Gl. 1 mit den entsprechenden Parametern), daß sie in beiden Regionen gleich ist. Die Gegebenheiten in beiden Regionen sind also gleich, abgesehen von der Anfangsausstattung der unter Artenschutzgesichtspunkten bereits wertvollen Fläche A_{i0} ($i=1,2$). Ohne Begrenzung der Allgemeinheit nehmen wir an, daß die wertvolle Fläche in Region 1 kleiner als in Region 2 ist, $A_{20} > A_{10}$.

Das Ziel besteht nun darin, die vorhandenen Ressourcen C_{tot} auf die einzelnen Regionen in Form von C_1 und C_2 dergestalt aufzuteilen, daß der Anstieg an artenschutzfreundlich bewirtschafteter Fläche $A_i = A_{i0} + \Delta A_i$ so räumlich alloziiert wird, daß die Benefitfunktion $B_{tot} = B_1(A_1(C_1)) + B_2(A_2(C_2))$ maximiert wird:

$$\begin{aligned} B_{tot} &\rightarrow \max \\ \text{unter den Nebenbedingungen} \\ C_1 + C_2 &= C_{tot} \text{ und } C_i \geq 0 \quad (i=1,2). \end{aligned} \quad (7)$$

Insbesondere interessieren wir uns für den effizienten Prozentsatz

$$q_1 = \Delta A_1 / (\Delta A_1 + \Delta A_2) \quad (8)$$

des Gesamtflächenzuwachses $(\Delta A_1 + \Delta A_2)$, der in Region 1 fällt.

4 Diskussion der Modellergebnisse

Die effiziente Allokation von Ressourcen zwischen den beiden Regionen hängt von der Form der Benefit- und der Kostenfunktion ab, die jeweils für beide Regionen identisch sind. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefaßt und werden im folgenden diskutiert.

Tab. 1: Zusammenfassung der Modellresultate: der Anteil q_1 des Habitatzuwachses, der in Region 1 alloziiert werden sollte in Abhängigkeit von der Grenzkostensteigung (e/c_0), des Exponenten z der Benefitfunktion und der Differenz der anfänglichen Artenschutzflächen in den beiden Regionen, $A_{20}-A_{10}>0$. Die kritische Fläche Δ_{cr} ist so definiert, daß kleine Flächen-erhöhungen $\Delta A < \Delta_{cr}$ vollständig in genau einer der beiden Regionen erfolgen sollten, während für $\Delta A > \Delta_{cr}$ beide Regionen einen Teil der Ressourcen erhalten sollten.

Resultate gültig	$z \geq 2$	$1 < z < 2$ aber nicht $z \approx 1$	$z > 1, z \approx 1$	$z = 1$	$z < 1$
für alle e/c_0	$q_1 = 0$: alle Ressourcen in Region 2	$q_1 < 0,5$: Ressourcen überwiegend in Region 2	$q_1 < 0,5$: Ressourcen überwiegend in Region 2	-	$q_1 > 0,5$: Ressourcen über- wiegend in Region 2
nur für $e/c_0 = 0$	s. o.	$q_1 = 0$: alle Ressourcen in Region 2	$q_1 = 0$: alle Ressourcen in Region 2	jede Allokation q_1 ist effizient	$\Delta_{cr} = A_{20} - A_{10}$
nur für $0 < e/c_0 < 1$	s. o.	$\Delta_{cr} \gg A_{20} - A_{10}$: fast alle Ressourcen in Region 2	Δ_{cr} ist in der Größenordnung von $A_{20} - A_{10}$; „Sackgassen“	$q_1 = 0,5$: gleichmäßige Allokation	$\Delta_{cr} < A_{20} - A_{10}$: gleichmäßigere Allokation
nur für $e/c_0 \approx 1$	s. o.	Δ_{cr} verringert im Vergleich zu $e'/c_0 < 1$: gleichmäßigere Allokation	Δ_{cr} klein: kurze „Sackgassen“; gleichmäßigere Allokation	$q_1 = 0,5$: gleichmäßige Allokation	Δ_{cr} verringert im Vergleich zu $e'/c_0 < 1$: gleichmäßigere Allokation

Wächst die Benefitfunktion schwächer als proportional mit der Artenschutzfläche, so sollte die Artenschutzfläche überwiegend in der Region erhöht werden, wo sie anfänglich kleiner ist. Oben wurde gezeigt, daß eine derartige Benefitfunktion entweder aus der Inseltheorie folgt, d. h. wenn Artenreichtum das Zielkriterium ist, oder wenn man sich auf einzelne Arten konzentriert, deren Populationswachstumsrate großen Schwankungen unterworfen ist ($v > 1$ in Gl. 2).

Die Situation dreht sich um, wenn die Benefitfunktion stärker als proportional mit der Artenschutzfläche zunimmt, was der Fall ist, wenn man sich auf eine einzelne Art mit geringen Schwankungen in der Populationswachstumsrate ($v < 1$ in Gl. 3) konzentriert. Hier sollte die Artenschutzfläche überwiegend in der Region erhöht werden, wo sie anfänglich größer ist. Sind die Grenzkosten konstant, sollten die gesamten Ressourcen in diese Region fließen.

Wächst der Benefit stärker als quadratisch mit der Artenschutzfläche (einzelne Arten mit schwach fluktuierender Populationswachstumsrate, $v < 2/3$), ist die effiziente Allokation unab-

hängig von der Kostenfunktion (unter der Annahme linear steigender Grenzkosten). Hier sollten alle Ressourcen in die Region mit der größeren Artenschutzfläche fließen.

Im folgenden betrachten wir steigende Grenzkosten ($c > 0$ in Gl. 5) und Benefitfunktionen, die schwächer als quadratisch mit der Artenschutzfläche wachsen ($z < 2$ in Gl. 1). Wenn nur wenige Ressourcen zur Verfügung stehen, sollten diese vollständig in genau eine Region fließen. Um welche Region es sich dabei handelt, hängt vom Exponenten z der Benefitfunktion ab (s. o.). Übersteigt der Zuwachs in der Artenschutzfläche dagegen eine kritische Schwelle Δ_{cr} , sollten beide Regionen einen gewissen Anteil an den Ressourcen erhalten. Die Höhe dieser Schwelle Δ_{cr} nimmt ab bzw. ist klein, wenn:

- (a) die Benefitfunktion etwa proportional zur Artenschutzfläche ist,
- (b) die Grenzkosten stark steigen oder
- (c) die anfänglichen Artenschutzflächen in den beiden Regionen etwa gleich sind.

Die effiziente Allokation wird gleichmäßiger zwischen den beiden Regionen, wenn die kritische Fläche Δ_{cr} abnimmt oder die zur Verfügung stehenden Ressourcen zunehmen.

Steigen die Grenzkosten nur leicht und wächst der Benefit etwas stärker als proportional mit der Artenschutzfläche (z leicht über 1 in Gl. (1)), so besteht die Gefahr, in eine „Sackgasse“ zu geraten. Dies bedeutet, daß nur eine kleine Änderung in der Höhe der zur Verfügung stehenden Ressourcen zu einer starken Änderung in der effizienten Allokation führen kann. Liegt der mögliche Zuwachs in der Artenschutzfläche unterhalb der kritischen Fläche Δ_{cr} , sollte er vollständig in die Region mit der größeren Artenschutzfläche fallen; sobald der Zuwachs aber etwas größer ausfällt, sagen wir $\Delta_{cr} + \epsilon$, wird plötzlich eine gleichmäßige Allokation (der gesamten Fläche $\Delta_{cr} + \epsilon$) effizient. Dies bedeutet, daß eine stückweise Erhöhung der Artenschutzfläche, bei der für jedes Stück einzeln entschieden wird, wohin es alloziiert wird, ineffizient sein kann im Vergleich zu der Situation, wo man genau weiß, wie viele Ressourcen insgesamt zur Verfügung stehen und die Allokation auf dieser Information basiert. In anderen Worten, eine marginale Betrachtung kann hier zu anderen Ergebnissen führen als eine globale.

Unsere Ergebnisse können als eine Erweiterung dessen angesehen werden, was aus der ökologischen Theorie (z. B. den Boer 1968; Drechsler und Wissel 1998) gut bekannt ist. Ist die Umweltvariabilität gering, so führt ein unzerteiltes Habitat zu maximaler Überlebensfähigkeit in einer Population. Ist die Umweltvariabilität dagegen hoch, so kann eine Zerteilung des Habitats in mehrere Fragmente vorteilhaft sein. Dies ist der Grund hinter unserem Ergebnis, daß es im Fall geringer Umweltvariabilität besser ist, die größere Artenschutzfläche weiter zu erhöhen, so daß man im wesentlichen ein großes Habitat erhält, während es bei hoher Umweltvariabilität besser ist, die kleinere Artenschutzfläche zu vergrößern, um zwei mittelgroße Habitate zu erhalten. Dieses Ergebnis gilt jedoch nur, wenn die Grenzkosten mehr oder weniger konstant sind. Steigen sie mit der Artenschutzfläche, so finden wir, daß die effiziente Allokation gleichmäßiger wird, da eine ungleichmäßige Allokation verhältnismäßig hohe Kosten verursachen würde. Wir konnten ferner zeigen, daß steigende Grenzkosten das Problem der „Sackgassen“ entschärfen kann, da diese nur bei stark ungleichmäßiger Allokation auftreten können.

5 Räumliche Differenzierung in bestehenden Artenschutzprogrammen

Eine Analyse existierender Programme zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Bereich des Artenschutzes hat gezeigt, daß räumliche Differenzierung in einigen Programmen bereits existiert und daß die bestehenden Differenzierungsarten dazu genutzt werden können, die Politikempfehlungen unseres Modells zu implementieren. Die untersuchten Programme sind die Implementierung der EU-Verordnung 2078/92 in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland (Plankl 1996). Tabelle 2 faßt die Ergebnisse zusammen. Sie ist gemäß der existierenden räumlichen Differenzierungen unterteilt.

Tab. 2: Räumliche Differenzierung in Programmen zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Bereich des Artenschutzes.

Bundesland	Programme/Maßnahmen existieren					
	nur für Schutzgebiete, daran anliegende Gebiete oder aus Artenschutzsicht wertvolle Gebiete	Subventionshöhe richtet sich nach dem Naturschutzwert des Gebietes	nur für Gebiete mit niedrigem Artenschutzwert	nur für bestimmte Kreise oder Bezirke	Naturschutzbehörde nimmt die räumliche Zuteilung gemäß eigener Präferenzen vor	ohne räumliche Differenzierung
Schleswig-Holstein	nein	ja	nein	nein	nein	ja
Hamburg	nein	nein	nein	nein	nein	ja
Niedersachsen	ja	nein	ja	ja	nein	ja
Bremen	ja	nein	ja	ja	nein	ja
Nordrhein-Westfalen	ja	nein	nein	nein	ja	ja
Hessen	nein	nein	nein	nein	ja	ja
Rheinland-Pfalz	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Baden-Württemberg	ja	nein	nein	nein	nein	ja
Bayern	nein	ja	nein	nein	nein	ja
Saarland	ja	nein	nein	nein	nein	ja
Berlin	nein	nein	nein	nein	nein	ja
Brandenburg	ja	nein	nein	nein	ja	ja
Mecklenburg-Vorpommern	ja	nein	nein	nein	nein	ja
Sachsen	ja	ja	nein	ja	nein	ja
Sachsen-Anhalt	ja	nein	nein	ja	nein	ja
Thüringen	nein	nein	nein	nein	nein	ja

Quelle: Informationen nach Plankl (1996) und eigene Erhebungen.

Da uns keine Informationen über die bestehenden Kosten- und Benefitfunktionen zur Verfügung stehen, können wir auch nicht untersuchen, ob die gewählte räumliche Differenzierung in den Programmen effizient ist. Wir können jedoch bestimmen, ob die räumliche Differenzierung unter den Bedingungen unseres Modells zu einer effizienten Allokation führen kann.

In einigen Ländern werden die Maßnahmen, die im Rahmen der Programme durchgeführt werden, nur finanziert, wenn sie in Schutzgebieten, in der direkten Nähe von Schutzgebieten oder in aus Artenschutzsicht wertvollen Gebieten durchgeführt werden. Solche Gebiete können als Repräsentanten von Region 2 unseres Modells aufgefaßt werden. Im Rahmen unseres Modells ist eine solche Politik dann effizient, wenn die Grenzkosten mehr oder weniger konstant sind und das Artenschutzziel die Förderung einzelner Individuen mit geringen oder mittleren Umweltschwankungen ist. Zwei Bundesländer führen Maßnahmen durch, bei denen die Honorierungsleistungen räumlich gestaffelt sind. Maßnahmen in aus Artenschutzsicht wertvolleren Gebieten werden mit höheren Beträgen honoriert als Maßnahmen in anderen Gegenden. Im Kontext unseres Modells wäre eine solche Politik effizient, wenn die Politikempfehlung lautet, daß die Ressourcen auf beide Regionen aufgeteilt werden sollen, wobei der Hauptteil allerdings in Region 2 fließen soll (steigende Grenzkosten, niedrige oder mittlere Umweltschwankungen). Nur zwei Bundesländer haben Programme, die auf Regionen mit einer geringen Naturausstattung abzielen. Nach unserem Modell führt dies zu einer effizienten Allokation, wenn das Politikziel die Erhöhung der Artenzahl oder der Überlebensfähigkeit von Arten mit hohen Umweltschwankungen ist.

Eine andere Art der räumlichen Allokation, die von einigen Bundesländern gewählt wurde, ist die Orientierung an Kreis- oder Bezirksgrenzen. Dies kann eine adäquate räumliche Abgrenzung sein, wenn das Gebiet, auf das sich das Artenschutzziel richtet, mit Kreis- oder Gemeindegrenzen übereinstimmt. Zum Beispiel existiert eine Maßnahme zum Schutz des Gemeinen Hamsters (*Cricetus cricetus*) in Sachsen-Anhalt, die sich auf einige Bezirke beschränkt. Die Bezirksausdehnung entspricht ungefähr der Ausdehnung des für die Naturschutzbehörde schützenswerten Verbreitungsgebietes in Sachsen-Anhalt. In einigen Bundesländern gibt es Programme, bei denen die räumliche Allokation nicht vorgegeben ist, sondern den Naturschutzbehörden überlassen wird. Dies kann ein Vorteil sein, wenn Schutzgebiete oder Kreise bzw. Bezirke räumlich nicht mit dem aus Artenschutzsicht zu fördernden Gebiet übereinstimmen. In diesem Fall kann die Naturschutzbehörde die Unterstützungsleistungen räumlich gemäß der aus Artenschutzsicht optimalen Allokation verteilen.

Während eine räumliche Differenzierung in vielen Programmen existiert, gibt es jedoch in der Mehrzahl der Programme keine räumliche Differenzierung. Im Rahmen unseres Modells führt eine solche Ausgestaltung zu einer gleichmäßigen Verteilung auf die zwei Regionen. Dies ist effizient, wenn steigende Grenzkosten vorliegen und Arten mit mittlerer Umweltvariabilität geschützt werden sollen ($z \approx 1$). Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß der Artenschutz oft nicht das einzige Ziel der im Kontext der EU-Verordnung 2078/92 verabschiedeten Programme ist. Andere Ziele sind beispielsweise der Schutz des Grundwassers vor Nitrat- und Pestizideinträgen sowie die Einkommenssicherung für Landwirte. Diese Ziele können mit den Artenschutzzielen in Konflikt geraten und ihnen kann von den politischen Entscheidungsträgern mehr Gewicht beigemessen werden.

In dem von uns entwickelten Modell führt unter gewissen Umständen nur eine Umverteilung von Ressourcen von einer Region in eine andere zu einer effizienten Allokation. Eine Umverteilung von Ressourcen ist in allen Programmen prinzipiell möglich, da sie eine begrenzte, meist auf fünf Jahre befristete, Laufzeit haben. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß

eine Umverteilung zu Kosten führt, die in unserem Modell nicht berücksichtigt sind. Um die Erfordernisse der einzelnen Programme oder Artenschutzmaßnahmen zu erfüllen, müssen sich die Landwirte oftmals bestimmte Techniken aneignen oder müssen bestimmte Maschinen erwerben, die möglicherweise nicht leicht wieder verkäuflich sind. Dies bedeutet, daß für die Landwirte sogenannte versenkte Kosten (sunk costs) entstehen. Wenn die politische Entscheidungsinstanz oft ihre räumlichen Prioritäten wechselt und die Landwirte nicht die Sicherheit haben, daß ihre Investitionen über den gesamten Abschreibungszeitraum genutzt werden können, dann werden sie eine „Risikoprämie“ zu ihren Kosten addieren. Dies bedeutet, daß eine bestimmte Menge an finanziellen Ressourcen für den Artenschutz zur Bewirtschaftung einer kleineren Fläche führt, als wenn die Landwirte die Sicherheit haben, daß ein Programm langfristig angelegt ist.

6 **Schlußfolgerungen und Politikempfehlungen**

Mit Hilfe eines Modells haben wir Richtlinien für die effiziente räumliche Allokation von Artenschutzmaßnahmen im Bereich der Landwirtschaft gegeben. Unser Modell hat gezeigt, daß diese Allokation von der Kostenfunktion der Landwirte und der Nutzenfunktion der politischen Entscheidungsinstanz abhängt. Ausschließlich ökonomische Arbeiten begnügen sich häufig mit nicht naturwissenschaftlich fundierten Plausibilitätsannahmen zum Verlauf der ökologischen Benefitfunktion, während in rein naturwissenschaftlichen Arbeiten die Relevanz der Kostenfunktion ignoriert wird. Wir haben gezeigt, daß beide Komponenten für die Bestimmung einer effizienten räumlichen Allokation wichtig sind, und folgern deshalb, daß in vielen Bereichen interdisziplinäre Studien, die Wissen von beiden Disziplinen vereinen, rein disziplinären Studien überlegen sind. Wir haben mit der Entwicklung unseres Modells versucht, einen Schritt in Richtung interdisziplinäres Arbeiten zu gehen.

Mit der Analyse der Implementation der EU-Verordnung 2078/92 in Deutschland haben wir gezeigt, daß räumliche Differenzierung, wie sie unser Modell nahelegt, mit den bestehenden Instrumenten möglich ist. Bei der praktischen Umsetzung unserer Resultate sind jedoch einige Aspekte zu beachten, die in unserem Modell nicht berücksichtigt sind. Falls unser Modell eine Reallokation der Ressourcen von einer Region in eine andere vorschlägt, so ist zu berücksichtigen, daß Landwirte möglicherweise eine Risikoprämie zu ihren Kosten addieren. Dies mag Reallokation in vielen Fällen weniger attraktiv machen, als dies im Rahmen unserer Modellanalyse erscheint. Ein weiteres Problem kann entstehen, wenn die politische Entscheidungsinstanz nicht nur Artenschutzziele verfolgt. Die anderen Ziele können mit den Artenschutzzielen in Konflikt stehen und zu einer anderen Politik führen, als wenn nur Artenschutzziele berücksichtigt würden. Zur Analyse solcher Fragen bietet sich die multikriterielle Analyse an (vgl. z. B. Stewart 1992).

Obwohl unsere Benefitfunktionen auf den Grundlagen der ökologischen Theorie aufbauen, sind sie eher allgemein und können nicht alle Besonderheiten eines tatsächlichen Ökosystems in Betracht ziehen. Ohne einen gewissen Grad an Abstraktion ist die Entwicklung von allgemeinen Richtlinien jedoch nicht möglich. Wir haben einen Kompromiß angestrebt zwischen

der Allgemeingültigkeit der Schlußfolgerungen und ihrer Anwendbarkeit auf konkrete Situationen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Karin Frank, Volker Grimm, Helga Horsch, Irene Ring, Josef Settele, Birgit Soete und Christian Wissel für wertvolle Anregungen und Kommentare.

Literatur

- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1990): Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell. Cambridge. Massachusetts
- Berger, J. (1997): Population constraints associated with the use of Black Rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology* 11(1), pp. 69-78
- Bonnieux, F., Rainelli, P., Vermesch, D. (1998): Estimating the Supply of Environmental Benefits by Agriculture: A French Case Study. *Environmental and Resource Economics* 11, pp. 135-153
- Bromley, D.W., Hodge, I. (1990): Private Property Rights and Presumptive Policy Entitlements: Reconsidering the Premises of Rural Policy. *European Review of Agricultural Economics* 17, pp. 197-214
- Bromley, D.W. (1997): Environmental Benefits of Agriculture: Concepts. In: OECD Proceedings. Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies, pp. 35-54
- Bundesamt für Naturschutz (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster
- Coase, R. (1960): The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3, pp. 1-44
- Den Boer, P.J. (1968): Spreading of risk and stabilisation of animal numbers. *Acta Biotheoretica* 18, pp. 165-194
- Drechsler, M., Wätzold, F. (1999): Towards an efficient spatial allocation of biodiversity-enhancing farming practices. *UFZ-Discussion Papers* 1/1999. Leipzig
- Drechsler, M., Wissel, C. (1998): Trade-offs between local and regional scale management in metapopulations. *Biological Conservation* 81, pp. 31-41
- Hackl, F., Pruckner, G.J. (1997): Towards More Efficient Compensation Programmes for Tourists' Benefits from Agriculture in Europe. *Environmental and Resource Economics* 10, pp. 189-205
- Hampicke, U. (1991): Naturschutzökonomie. UTB-Verlag. Stuttgart
- IUCN (1994): IUCN red list categories. Species Survival Commission. Gland, Switzerland
- Lande, R. (1993): Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist* 142/6, pp. 911-927
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967): The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. Princeton
- Nowicki, P.W. (1997): Environmental Benefits of Agriculture: European OECD countries. In: OECD Proceedings. Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies, pp. 55-80
- Plankl, R. (1996): Synopse zu den Agrarumweltprogrammen der Länder in der Bundesrepublik Deutschland. Maßnahmen zur Förderung umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren gemäß VO (EWG) 2078/92. Arbeitsberichte 1/1996. Institut für Strukturfor-schung. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) Braunschweig-Völkenrode
- Settle, J., Margules, C., Poschod, P., Henle, K. (1996): Species survival in fragmental landscapes. Kluwer. Dordrecht. Boston. London
- Siebert, H. (1998): Economics of the Environment, 5. and revised edition. Springer-Verlag. Heidelberg. Berlin
- Simberloff, D. (1997): Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83/3, pp. 247-257
- Stearns, S.C. (1992): The evolution of life histories. Oxford University Press. Oxford
- Stewart, T.J. (1992): A critical survey on the status of multiple criteria decision making - theory and practice. *OMEGA International Journal of Management Science* 20 (5/6), pp. 569-586
- Wissel, C., Maier, B. (1992): A stochastic model for the species-area relationship. *Journal of Biogeography* 19, pp. 355-362
- Wissel, C., Stephan T., Zaschke, S.-H. (1994): Modelling extinction and survival of small populations. In: Remmert, H. (ed.): Minimum Animal Populations. Ecological Studies. Springer-Verlag. Berlin, pp. 67-103

Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet

Helga Horsch und Irene Ring (Hrsg.)

GIS und Kartographie: Annegret Kindler

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH