

Zur Erhaltung genetischer Ressourcen

Eine ökonomische Analyse von Institutionen und Instrumenten

Von Volkmar J. Hartje

Dieser Artikel untersucht marktliche Institutionen und staatliche Instrumente hinsichtlich ihrer Effektivität und Effizienz zur Erhaltung genetischer Ressourcen. Zuerst werden das Reviersystem als Institution zum Schutz vor Ausrottung und in-situ Genbanken als marktliche Ansätze zur Generhaltung analysiert und die Faktoren identifiziert, die zu einem Marktversagen führen können. Danach werden die staatlichen Instrumente, wie Ausweisung von Schutzgebieten, Eingriffsgenehmigungen, Ausgleichsabgaben und Ankauf von Grundstücksrechten, diskutiert und mögliche Gründe für Staatsversagen entwickelt.

1. Die zunehmende Vernichtung genetischer Ressourcen

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen schätzte in seinem Gutachten von 1978, daß global von 200 000 Farn- und Blütenpflanzen 10 % vom Aussterben bedroht sind; in der Bundesrepublik Deutschland sind es bereits 31 % der 2350 Blütenpflanzen.¹ Von den erfaßten Tierarten in der Bundesrepublik gelten 6 % als ausgestorben und 39 % als gefährdet. Die Diskussion über das Aussterben von Pflanzen- und Tierarten wird zwar durch unvollständige Daten erschwert, aber unter den Biologen herrscht Einigkeit darüber, daß die Vielzahl der verlorenen Arten ein Alarmzeichen darstellt. Auch ist die Bewertung der obigen Zahlen nur eingeschränkt möglich, da die Grundgesamtheit vor allem bei niedrigeren Arten noch nicht bekannt ist und somit auch keine zuverlässigen Daten über die zeitliche Entwicklung des Aussterbens vorliegen. Die Aussagen über die vermutete Beschleunigung der Gefährdung des Artenbestandes stehen deshalb noch auf einer schwachen Datenbasis.

Dieser Verlust genetischer Ressourcen wird aufgrund konträrer philosophischer Grundpositionen unterschiedlich bewertet. Die erste Position, die sich kategorisch für die Artenerhaltung ausspricht, beruht auf religiös-philosophischen Überzeugungen, die dem Menschen das Recht absprechen, zu seinem eigenen Vorteil andere Arten auszurotten. Der Ökologe Leopold

¹ Die Schätzungen basieren auf dem Gutachten des Rats der Sachverständigen für Umwelt (1978), 417.

hat diese Position wie folgt zusammengefaßt: „Von den 22 000 höheren Pflanzen- und Tierarten in Wisconsin können höchstens 5% verkauft, verfüttert, gegessen oder sonstwie ökonomisch genutzt werden. Aber diese Kreaturen sind Mitglieder von biotischen Gemeinschaften und, wenn – wie ich glaube – ihre Stabilität von ihrer Integrität abhängt, haben diese Arten ein Recht auf Fortbestand.“²

Dieser Position steht die utilitaristische Einstellung gegenüber, die den Artenbestand als ein genetisches Kapital betrachtet, mit dem aufgrund der vorhandenen Unsicherheiten entsprechend vorsichtig, aber immer ökonomisch, umgegangen werden soll. Dies impliziert, daß sich die Entscheidungen von Menschen über Artenerhaltung an Nutzenkriterien von Menschen orientieren und auch orientieren sollen.³

Für den Autor stellt sich der Verlust von Pflanzen- und Tierarten primär als eine Zerstörung genetischen Kapitals dar. Jede Tier- und Pflanzenart ist Träger einzigartiger genetischer Informationen, die durch das Aussterben der Art unwiederbringlich verlorengehen und die auch nicht durch die sich entwickelnden Techniken des Bio-Engineering reproduziert werden können. Diese genetischen Informationen können als ein wirtschaftlich bedeutsames Kapital aufgefaßt werden, das hilft, für die Landwirtschaft zentrale Rohstoffe (Saatgut und Jungtiere) zu erzeugen und das für einige andere Sektoren, wie die pharmazeutische Industrie, die chemische Industrie, eine wichtige Rohstoff- und Informationsquelle ist.

Das moderne Saatgut der Landwirtschaft in den Industrieländern – aber auch zunehmend in einer Reihe von Entwicklungsländern – wird hybrid hergestellt, d. h. die Landwirte können die Saatkörner ihrer eigenen Pflanzen nicht mehr zur Saat verwenden, sondern müssen die neue Saat von Saatzuchtbetrieben beziehen. Diese Betriebe benötigen zur Erhaltung der Leistungsfähigkeit der Pflanzen und zur Verbesserung ihrer Eigenschaften ständig neue, teilweise wilde Arten, die sie den Kulturpflanzen einkreuzen können. Die zweite wichtige Verwendung liegt im Bereich der pharmazeutischen und der chemischen Industrie: Pflanzen haben z. B. in der Vergangenheit den Zugang zur Farbchemie eröffnet und die Produktion verschiedener Pharmazeutika ermöglicht. Durch Pflanzen wurden Wirkungen von Substanzen entdeckt und damit wurde deren Erforschung möglich.

Auch in der Zukunft dürfte die Bedeutung der genetischen Informationen einzelner Arten noch zunehmen, da mit der Ausweitung der Zahl der Nutzpflanzen und durch die Entwicklungen der Biotechnologien mit neuen

² Leopold (1949), 75, Übersetzung vom Autor.

³ Kirsch (1984), versucht, die utilitaristische Position mit der ökologisch motivierten Gegenposition zu versöhnen, indem er altruistisches Verhalten zwischen Generationen, wie es Leopold fordert, als eine mögliche Form der Nutzenorientierung klassifiziert.

Anwendungsbereichen zu rechnen ist.⁴ Über den absehbaren begrenzten Bedarf der Saatzucht, Tierzucht und der kosmetischen Industrie hinaus lassen sich a priori schwerlich Aussagen darüber machen, welche Arten sich relativ zu anderen als wirtschaftlich bedeutsam erweisen werden. Diese Nutzen sind eher unsicher und langfristig zu erwarten.

Diesen potentiellen Nutzen der Erhaltung von Tier- und Pflanzenarten stehen die Nutzen gegenüber, die aus den Handlungen resultieren, die zum Aussterben der Arten führen. Der Nutzen dieser Handlungen ist relativ sicher und in einer näheren Zukunft zu erwarten.

Die Bedrohung der Arten erfolgt auf zweifache Weise: durch Ausrottung und Biotop-Zerstörung. Die Ausrottung kann erfolgen, weil einzelne Exemplare einer Art wertvoll sind oder weil sie als Einzelexemplare Schäden anrichten. Die Bedingungen der Ausrottung sind unter ökonomischen Gesichtspunkten bereits analysiert worden.⁵

Bei den Biotop-Zerstörungen als Quelle der Bedrohungen der Arten lassen sich die einzelnen Ursachen in vier Gruppen zusammenfassen:

- Inanspruchnahme des Biotops für bauliche Nutzung (Straßenbau, Industrieansiedlung etc.),
- Intensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung durch Drainage, Bewässerung, Abholzung von Feldrainen etc.,
- touristische Übernutzung,
- Verschlechterung der Boden-, Luft- und Wasserqualität durch Umweltemissionen einzelner Schadstoffe.

Auf die Zerstörung von Biotopen durch Umweltbelastungen einzelner Schadstoffe, wie sie z. B. die Übersäuerung skandinavischer Seen darstellt, soll hier nicht weiter eingegangen werden, da dies eine Wiederholung der ökonomischen Diskussion der Luftreinhaltepolitik und der Gewässergütepolicies darstellen würde. Bei der Analyse der Biotop-Gefährdungen sollen die beiden ersten Ursachengruppen und die auf deren Verhinderung gerichteten Instrumente im Vordergrund der Diskussion stehen. Hier sind die Instrumente bedeutsam, die Art und Umfang der Umwidmungen von Landnutzungen beeinflussen. Der Biotop-Schutz als Bestandteil der Umweltpolitik stellt somit ein Problem der Verwendungskonkurrenz der Landnutzungen dar.

⁴ Der National Research Council hat bereits 1975 für die USA, und die OECD hat 1982 für die westlichen Industrieländer auf die Bedeutung genetischer Informationen für die Biotechnologie hingewiesen.

⁵ Die Ausrottung erfolgt, wenn der Preis des gefangenen Exemplars größer ist als die Fangkosten des letzten zum Überleben der Art notwendigen Exemplars und die Wachstumsrate des Bestandes kleiner als die Diskontrate ist. Vgl. im einzelnen hierzu: Clark (1973). Die Ausrottung erfolgt bereits früher, wenn common-property-Bedingungen vorliegen, da implizit die Diskontrate höher ist.

Aufgabe der verschiedenen Instrumente zum Schutz genetischer Ressourcen ist es somit, die weitere Ausrottung von Arten zu verhindern und das Ausmaß der Gefährdung der Biotope in den nicht-intensiv genutzten agrarischen Flächen einzuschränken. Im folgenden soll deshalb zuerst geprüft werden, ob als Folge der durch Veränderungen von Verfügungsrechten marktliche Mechanismen zur Erhaltung von genetischen Ressourcen wirksam werden können, bevor im zweiten Teil die Konsequenzen für die Erhaltung genetischer Ressourcen als ein öffentliches Gut untersucht werden.

2. Marktliche Mechanismen zur Erhaltung genetischer Ressourcen

Wie oben erwähnt, werden in diesem Artikel nur zwei Ursachen der Gefährdung und die Mittel zur Erhaltung von genetischen Ressourcen untersucht, nämlich die Ausrottung von Arten durch die Übernutzung einzelner Exemplare und die Biotop-Zerstörung durch Landnutzungskonkurrenz, während auf eine Analyse der Umweltbelastungen verzichtet wird. Die Ausrottung bedeutet eine Übernutzung einzelner Arten, so daß diese in ihrem Bestand gefährdet werden, weil weniger Individuen der Art überleben als zur Fortpflanzung des Bestandes notwendig sind. Diese Übernutzung kann stattfinden, wenn die Individuen knapp und somit wertvoll sind, wenn der Preis der letzten Einheit größer ist als seine Fangkosten und wenn der Bestand sich in common property befindet. Die Ausrottung kann aber auch Folge der wirtschaftlichen Schäden sein, die Individuen einer Art, z. B. Raubtiere, durch die Nahrungskonkurrenz anrichten. Im folgenden sollen am Beispiel des privaten Verfügungsrechts im deutschen Jagdrecht im Vergleich zum Jagdrecht in den Vereinigten Staaten die institutionellen Regelungen diskutiert werden, die geeignet sind, den common-property-Charakter aufzulösen, der eine Bedingung für die Ausrottung darstellt. Voraussetzung für die Einrichtung solcher Verfügungsrechte ist, daß private Nachfrage für einige Arten, z. B. jagdbares Wild, vorhanden ist.⁶

Bei der Biotop-Zerstörung besteht durchaus die Möglichkeit, durch Landbesitz die Erhaltung der genetischen Ressourcen sicherzustellen. Private Verfügungsrechte sind hier bereits definiert. Es gibt auch hier eine Nachfrage, wenn Naturschützer in diesem Sinne Grundbesitz erwerben. Diese private, auf Vereinsbasis organisierte Nachfrage nach der Landnutzung „Erhaltung von Biotopen“ leidet unter free-rider-Problemen, die typisch für die spendenfinanzierte Produktion öffentlicher Güter ist.⁷ Die Sektoren, für die genetische Ressourcen einen wichtigen Input darstellen, wie Landwirt-

⁶ Die Bedingungen für die Notwendigkeit der Einrichtung von privaten Verfügungsrechten und die Mechanismen, die ihre Einrichtung bewirken, diskutiert *Eckert* (1979).

⁷ *Paqué* (1982).

schaft und pharmazeutische Industrie, sind an dieser Nachfrage nicht beteiligt, weil mit dem Biotopschutz kein exklusives Recht auf die genetischen Informationen verbunden ist.

2.1 Das deutsche Reviersystem im Vergleich zum US-Lizenzsystem: Partieller Schutz vor Ausrottung

Der common-property-Charakter von wildlebenden Arten bewirkt eine Übernutzung dieser Arten eher als bei domestizierten Arten, an denen exklusive Verfügungsrechte existieren. Doch nur unter bestimmten Bedingungen führt der common-property-Charakter zur Ausrottung. Hierfür ist es zusätzlich notwendig, daß der Preis des Fanges der letzten Einheit größer ist als die Kosten dieses Fanges. Bei exklusiven Verfügungsrechten ist die Ausrottung nur dann ökonomisch rational, wenn der Diskontsatz größer oder gleich der Wachstumsrate des Bestandes ist. Eine solche Entwicklung zur Ausrottung ist bei exklusiven Verfügungsrechten nur dann zu erwarten, wenn sich die Reproduktionsrate nicht künstlich, d. h. mit Hilfe von Investitionen erhöhen läßt. Gerade dies findet aber bei den Arten statt, die von einem common-property-Zustand in exklusive Verfügungsrechte überführt werden. Das Ausrottungsrisiko dürfte dennoch bei den Arten in common property am höchsten sein. Die Einführung von exklusiven Verfügungsrechten an wildlebenden Arten wird ohne ihre Domestizierung durch ihre hohe Beweglichkeit erschwert. Das deutsche Jagdrecht kann als eine (institutionelle) Innovation angesehen werden, die diesen Schwierigkeiten Rechnung trägt, indem es die Verfügungsrechte auf eine Zwangsgenossenschaft überträgt.

Das deutsche Jagdrecht wird als Reviersystem bezeichnet, in dem das Recht zur Jagd mit dem Eigentum an Grund und Boden verbunden ist. Konstituierend für das Reviersystem ist der Jagdbezirk (Eigenjagd bei großen Grundstücken und Einzeleigentümern ab 80 ha oder die gemeinschaftliche Jagd von Gemeinden) mit den Grundstückseigentümern als Mitglieder der Jagdgenossenschaft. Dabei handelt es sich um eine Zwangsgenossenschaft. Das Jagdausübungsrecht ist wegen der Verpachtungsmöglichkeiten der Genossenschaft fungibel, die Preisbildung unterliegt keinen signifikanten Beschränkungen, falls man nicht im Jagdschein einen Qualifikationsnachweis mit Markteintritt beschränkender Wirkung sehen will. Das Jagdrecht bezieht sich nur auf jagdbares Wild, d. h. auf einige Tierarten wie Haarwild oder Vögel, für deren Trophäen oder für deren Fleisch eine kommerzielle Nachfrage besteht.

Für diese Arten besteht keinerlei Ausrottungsgefahr, im Gegenteil, bei einigen Arten hat sich ein größerer Bestand entwickelt als unter natürlichen Bedingungen. Die Jagdrechte werden durch die Abschlußpläne der staat-

lichen Jagdbehörden eingeschränkt, wobei die Pläne nicht wie z. B. bei den Fangrechten in der Hochseefischerei tendenziell überschritten, sondern eher unterschritten werden. Das liegt daran, daß die Trophäen älterer Tiere von höherer Qualität sind, so daß sich mit älteren und überstockten Beständen höhere Jagdpachten erzielen lassen. Da die externen Kosten des überhöhten Bestandes, die Wildschäden an Forsten, nicht von den Pächtern getragen werden, gibt es kaum einen Anreiz zur Beschränkung des Bestandes.

Dieses System der privaten Verfügungsrechte an wildlebenden Tierarten hat sich primär in Mitteleuropa (Bundesrepublik Deutschland, Österreich, Schweiz) durchgesetzt. Eine wesentliche Ursache für die Entwicklung dieses Systems dürfte in der feudalen Geschichte, d. h. dem adeligen Vorrecht auf die Jagd, liegen, während für die Weiterführung dieses Systems die geringen Kosten der Kontrolle des Jagdrechtes entscheidend sein dürften. Die hohe Bevölkerungsdichte und die Genossenschaftsverfassung haben zu diesen geringen Kontrollkosten beigetragen. Die hohe Bevölkerungsdichte erhöht die Wahrscheinlichkeit, daß Wilderer entdeckt werden, und die Genossenschaftsverfassung – jeder Grundbesitzer ist Miteigentümer – erhöht die Wahrscheinlichkeit, daß gegen Wilderer auch Sanktionen erhoben werden.

Anders verhält es sich in Nordamerika: Aufgrund geringerer Bevölkerungsdichte, fehlender Genossenschaftsverfassung sowie fehlender feudaler Traditionen hat sich dort ein Lizenzsystem durchgesetzt. Danach bleiben die wildlebenden Tiere in common property, jedoch schränken staatliche Abschlußlizenzen das Jagdrecht ein. Das Lizenzsystem verhindert die Ausrottung der gejagten Arten, solange ausreichende Mittel zur Verfügung stehen, die die Einhaltung der Lizenzen gewährleisten. Allerdings ist die Preisbildung für die Lizenzen aufgrund des staatlichen Monopols nicht optimal. Tendenziell sind die Preise eher als Verwaltungsgebühren denn als Preise anzusehen, die eine Rente des Wildbestandes reflektieren.⁸ Insoweit findet hier eine Übernutzung des Bestandes im Verhältnis zum Optimum statt.

Seit Einführung des Systems Ende des 19. Jahrhunderts in den USA wurde die Ausrottung von jagdbarem Wild verhindert. Dieses Lizenzsystem ist weltweit verbreitet; es führt jedoch dort, wo die Kosten zur staatlichen Kontrolle nicht aufgebracht werden, bei stark nachgefragten Arten immer noch zur Ausrottung. Diese Konstellation liegt in einer Reihe von Entwicklungsländern vor. Der Anreiz zur Jagd der letzten Einheiten bleibt in den meisten Entwicklungsländern so lange erhalten, wie die Zahlungsbereitschaft für die letzten Einheiten in den Industrieländern bestehen bleibt und gleichzeitig die Kontrollmöglichkeiten der staatlichen Stellen in diesen Ländern aufgrund geringer Kontrolldichte zu schwach bleiben.

⁸ Siehe Goldstein (1971).

Die Erhaltung genetischer Ressourcen durch das Reviersystem ist beschränkt auf das jagdbare Wild, d. h. wandernde Arten, und einige niedrige Tierarten werden durch das Reviersystem nicht erfaßt. Die Erhaltung von stark wandernden Arten wie z. B. Zugvögel kann durch das Reviersystem nicht erreicht werden, da der Lebensraum dieser Arten die Größe der Jagdbezirke überschreitet. Beim jagdbaren Wild sorgen die Jäger und Pächter durch eine Reihe von Maßnahmen für die Erhaltung des Bestandes, während es diese Hege bei den nicht-jagdbaren Arten nicht gibt. Darüber hinaus ist für die Bundesrepublik die Gefährdung oder Ausrottung aller größeren Raubtiere zu verzeichnen, die früher im Gegensatz zu heute nicht mehr zum jagdbaren Wild gehörten. Hier zeigen sich die Grenzen des Reviersystems bei der Artenerhaltung: In dem Ausmaß, in dem die Nachfrage der Jäger nach Trophäen und auch nach Wildbret so stark zwischen Arten unterscheidet, daß einzelne Arten wegen ihres Räuber Verhaltens bei Trophäenarten eher negativ bewertet werden, bewirkt das Reviersystem die Ausrottung einzelner Arten. Erhalten werden nur die Arten, für die eine Privatanfrage besteht, die anderen werden vernachlässigt oder, wie bei Raubvögeln, systematisch ausgerottet. Die Verluste an den Trophäenarten werden von den Jägern höher bewertet als die Kosten an der Ausrottung.

Auch das Lizenzsystem in den Vereinigten Staaten sichert die Erhaltung dieser Arten nicht, auch wenn der Abschuß lizenziert ist. Die Kontrollkosten sind besonders hoch, wenn die Arten Schäden bei der Viehzucht verursachen, so daß nicht nur Jäger, sondern auch Viehzüchter ein Interesse an der Ausrottung der Art haben.⁹

2.2 Generhaltung durch private Genbanken

Bei den Gefährdungen der Biotope durch Umwidmung der Landnutzung oder Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung sind private Verfügungsrechte am Boden rechtliche Voraussetzung für die Erhaltung der Biotope. Es fehlt die Nachfrage, die bei der Konkurrenz der Landnutzung mit den alternativen Verwendungen zu einem Biotopschutz führt.

Bei den Nachfragern nach genetischen Ressourcen als Input kann ein ökonomisches Interesse an der Erhaltung genetischer Ressourcen unterstellt werden. Für eine Saatzuchtfirma z. B. stellt die Verfügbarkeit von Genplasmen eine zentrale Voraussetzung für die Entwicklung neuerer, verbesserter Produkte dar. Zur Sicherung dieser Produktentwicklung legen sich Saatgutbetriebe Genbanken an, in denen Wildpflanzenarten gelagert werden. Diese Genbanken verursachen erhebliche Lagerkosten, so daß die einzelnen Unternehmen nur in begrenztem Umfang spezialisierte Genbanken unter-

⁹ Die Mechanismen untersuchen *Amacher / Tollison / Willett* (1972).

halten. Das Verhalten dieser Unternehmen ähnelt dem Verhalten von Bergbaubetrieben, die ein Portfolio von explorierten Lagerstätten wie einen Lagerbestand halten, der nur eine begrenzte Reichweite hat. Der Lagerbestand wird erhöht, wenn Nachfrage- und Preisentwicklung einen Zuwachs des diskontierten Periodengewinns erwarten lassen.

Für Saatgutbetriebe hängt die Aufnahme neuer Gene in ihre Genbanken von ihrem Ersatzbedarf ab. Dieser dürfte von der Zusammensetzung der nachgefragten einzelnen Saatgutarten und der Häufigkeit, mit der sich diese Arten abnützen, d. h. wie schnell diese Arten anfällig für neue Schädlinge sind, abhängig sein. Die Lagerhaltung ist auf die Sorten spezialisiert, die für das Produktprogramm jeder einzelnen Firma relevant sind. Für alle Betriebe bedeutet dies, daß private Saatzüchter nur die Gene von zur Zeit oder vielleicht in der nahen Zukunft nachgefragten Kulturpflanzen konservieren. Für die Pflanzen, die noch nicht domestiziert sind oder noch nicht zum Einkreuzen von Kulturpflanzen gebracht werden, gibt es keinen ökonomischen Anreiz zur Lagerung als Genplasmen.

Die genannten Schwächen privater Genbanken als Instrument zur Artenerhaltung, nämlich mengenmäßige Begrenzung und nachfrageorientierte Selektivität, werden durch die Spezialisierung auf ex-situ Konservierungsmaßnahmen erweitert. Hierunter ist die Lagerung der Gene für Pflanzen unter künstlichen Bedingungen außerhalb des natürlichen Biotops zu verstehen. Botanische Gärten, Herbarien, Aquarien und Zoologische Gärten sind als ex-situ Genbanken anzusehen, obwohl bei deren Etablierung und Finanzierung Gesichtspunkte wie Bildung und Unterhaltung eine Rolle spielen und nicht die Erhaltung genetischer Ressourcen. In der relevanten biologischen und genetischen Literatur wird immer wieder betont, daß ex-situ Konservierung unvollständig ist. Die evolutionäre Anpassung, z. B. an Schädlinge, findet nur in natürlichen Biotopen statt und somit führt die ex-situ Konservierung zu einer Verarmung des Genbestandes, d. h. zu einer Qualitätsverschlechterung des Kapitals.¹⁰

Saatzuchtbetriebe führen keine Konservierung in situ durch. Diese Form der Lagerung wird wohl aus Kostengründen – der Zugriff zu den Genbanken ist billiger – nicht erfolgen. Da aber bei der ex-situ Konservierung diese Unternehmen vor dem Problem der Qualitätsverschlechterung stehen, könnte hier die in-situ Konservierung eine Abhilfe schaffen. Solche Maßnahmen setzen aber den Aufkauf von Land und die Durchsetzung der Konservierung des Biotops als Nutzungsform voraus. Den dadurch entstehenden zusätzlichen Kosten steht eine erhöhte Sicherheit und eine qualitative Verbesserung bei der Erhaltung genetischer Ressourcen gegenüber. Die Einzel-firma kann bei der in in-situ Erhaltung jedoch nicht verhindern, daß eine

¹⁰ Siehe hierzu: *Prescott-Allen* (1981).

Konkurrenzfirma Zugang zu den gleichen genetischen Ressourcen – anhand anderer Exemplare der gleichen Pflanzen, die zufällig noch vorhanden sind – erhält, ohne entsprechende Aufwendungen getätigt zu haben. Das genetische Potential der Wildpflanzen stellt somit ein common property dar, das ausgerottet wird, weil es keine Rente für das genetische Potential gibt und somit der Artenschutz bei der Verwendungskonkurrenz gegenüber den anderen Nutzungen unterliegt.

Diese Opportunitätskosten des Verzichtes auf konkurrierende Landnutzungen würde eine einzelne Firma auf sich nehmen, wenn sie exklusive Rechte an den zu schützenden Genen erhalten würde. Das Eigentum an einzelnen Grundstücken, auf denen diese für sie relevanten Pflanzen wachsen, gibt zwar dem Besitzer das Verfügungsrecht über die Pflanzen, aber er hat noch kein exklusives Recht an den genetischen Informationen dieser Pflanzen. Jeder, der Pflanzen auf einem anderen Stück Land findet, hat Zugang zu diesen Informationen. Der Besitz des Landes und die Konservierung des Biotops werden also nur erstrebenswert, wenn die genetischen Informationen gleichzeitig exklusiv werden, d. h. der Landbesitzer andere von der Verwendung der genetischen Informationen ausschließen kann. Selbst wenn die Verfügungsrechte in diesem Sinne geändert würden, ist eine praktikable, d. h. kostengünstige Durchsetzungsmöglichkeit damit noch nicht gegeben. Der Informationscharakter der genetischen Ressourcen erschwert den Nachweis der Verletzung solcher Verfügungsrechte erheblich, und damit sinkt die Kompensationswahrscheinlichkeit für die Verletzung.

Wie wichtig die Verfügungsrechte bei der Produktentwicklung von Saatgut als Anreiz für private Investitionen für Forschungs- und Entwicklungsaufwendungen sind, zeigt die Entwicklung der Hybridarten. Bei Hybridarten muß die Saat vom Züchter jeweils neu gekauft werden, so daß der Bauer sie nicht reproduzieren kann. Je mehr genetische Informationen untrennbar mit dem Saatgut verbunden sind, ohne die sie nicht reproduzierbar sind, desto eher lohnt es sich, in Forschungs- und Entwicklungsaufwendungen zu investieren und informationsintensive Produkte herzustellen. Als Alternative zur Hybridisierung kommt die Schaffung von Patentrechten in Frage, die zumindest einen Schutz der Produzenten vor Reproduktionen gegenüber den Konkurrenten schafft. Die Reproduktion solchen Saatgutes durch Bauern unter Verletzung von Patentrechten kann jedoch bei nicht-hybriden Arten nicht kontrolliert werden.

Marktliche Mechanismen zum Schutz genetischer Ressourcen haben trotz der Innovationen im Bereich von Verfügungsrechten, wie es z. B. das deutsche Jagdrecht darstellt, nur eine begrenzte Wirkung. Da die Entwicklung von Verfügungsrechten von der Knappheit der entsprechenden Ressourcen abhängt, besteht keine ökonomische Begründung zur Abfassung von Eigentumsrechten an genetischen Ressourcen, da bei gegebener Informationslage

die Bedeutung der genetischen Informationen einzelner Arten nicht absehbar ist. Die Trockenlegung von Mooren, die Vernichtung von Hecken zur Erhöhung des Angebotes landwirtschaftlich nutzbaren Landes oder die Vernichtung von Auwäldern zum Bau von Verkehrsanlagen führt im Nebeneffekt zur Vernichtung von Biotopen. Diese Externalitäten bei der Umwidmung von Landnutzung lassen sich, wie die Diskussion der Saatzucht zeigt, durch private Verfügungsrechte nicht internalisieren, weil es noch keine Nachfrage nach den Arten gibt, die in diesen Biotopen leben.

3. Die Erhaltung genetischer Ressourcen als öffentliches Gut

Als Alternative bleibt nur, die klassischen Definitionsmerkmale öffentlicher Güter für die Erhaltung genetischer Ressourcen geltend zu machen. Die Unteilbarkeit ist bei genetischen Ressourcen ebenso gegeben wie die Nichtausschließbarkeit: Von ihrer Existenz und den sich daraus ergebenden Nutzen können Einzelne aufgrund ihres Informationscharakters nicht ausgeschlossen werden, höchstens von der physischen Nutzung einzelner Exemplare.

Wenn genetische Ressourcen den Charakter eines öffentlichen Gutes haben, dann muß bei der Frage nach der optimalen Allokation dieses Gutes der Maßstab für die Versorgung definiert werden. Es ist bekannt, daß die Qualität der Versorgung mit diesem Gut im wesentlichen von der Menge der erhaltenen Arten abhängt und die Produktion dieses Gutes durch den Verzicht auf Ausrottung und den Verzicht auf Umwidmung bei der Landnutzung erfolgt. Für die Definition einer Produktionsfunktion gibt es aber keinen eindeutigen Zusammenhang. Bei der Anwendung des Endangered Species Act in den Vereinigten Staaten konnten Biologen und Ökologen nur in Ausnahmefällen Aussagen darüber machen, wieviel Land notwendig ist und von welcher Qualität das Ökosystem sein muß, um das Überleben einzelner Arten zu garantieren. In der Bundesrepublik fordern Biologen eine Mindestgröße von 800 ha für den Einzelbestand eines Ökosystems, in dem Hunderte oder Tausende von Arten mit ganz unterschiedlichen Raumanprüchen leben.¹¹ Selbst aus dem effektiven Schutz eines solchen Areals läßt sich noch nicht ganz genau und verläßlich auf die Produktion des öffentlichen Gutes „genetische Ressourcen“ schließen. Die Zurechenbarkeit der Maßnahmen zur Erhaltung vorhandener oder nicht vernichteter Mengen an Arten ist nicht unbedingt gewährleistet. Dennoch bleibt die Menge und die Qualität der nicht-ungewidmeten Grundstücke die einzige Meßgröße, die in Relation zur Menge der erhaltenen Arten gesetzt werden kann.

¹¹ So etwa Heydemann (1981).

Dieses Ziel kann auf zwei unterschiedlichen Wegen erreicht werden: durch raumplanerische Instrumente wie die Ausweisung von Schutzgebieten oder durch nachfrageorientierte Instrumente wie Käufe auf dem Grundstücksmarkt. Beide Instrumente erweisen sich als sehr ähnlich, allerdings basieren sie auf unterschiedlichen Ausgangsverteilungen der Verfügungsrechte über Land.

Bei der Anwendung raumplanerischer Instrumente geht man davon aus, daß die Umwandlungen ein öffentliches Übel – Ausrottung – bewirken, vor dem die Bürger durch eine Raumplanung und Eingriffsgenehmigung geschützt werden müssen. Diese Einschränkung der Verfügungsrechte der Grundbesitzer bezieht sich nur auf neue Umwidmungen, so daß diese Einschränkungen nicht entschädigungspflichtig werden. Das Instrument der naturschutzorientierten Nachfrage auf dem Grundstücksmarkt durch Transfer von Grundstücksrechten geht davon aus, daß der Verzicht auf Umwandlung durch den Grundbesitzer ein öffentliches Gut produziert. Für diese freiwilligen Einschränkungen bei der Nutzung sollen die Besitzer durch Ankauf der Grundstücke entschädigt werden.

In der Bundesrepublik zeichnet sich eine Priorität zugunsten raumplanerischer Instrumente ab, während die Anwendung der nachfrageorientierten Instrumente eine subsidiäre Rolle spielt. Bei den raumplanerischen Elementen überwiegen die Ausweisung von Schutzgebieten und selektive Verbote bei genehmigungspflichtigen Anlagen, während die Anwendung nachfrageorientierter Instrumente auf den Ankauf einzelner Grundstücke beschränkt bleibt. Der Ankauf von Entwicklungsrechten und ähnlichen Teilrechten des Grundbesitzes ist in den Vereinigten Staaten in Einzelfällen praktiziert worden. Die Finanzierung dieser Ankaufsprogramme wird über eine Vielfalt von nutzenorientierten Steuern, Gebühren und Spenden erreicht.

3.1 Biotopschutz durch Ausweisung von Schutzgebieten

Im deutschen Naturschutzrecht wurde die Ausweisung von Schutzgebieten im Rahmen von Landschaftsplänen zu einem zentralen Instrument gemacht. Dabei werden zur Zeit sechs verschiedene Schutzzonen unterschieden. Die Vielzahl dieser Instrumente erklärt sich aus der unterschiedlichen Intensität der Nutzungsbeschränkungen und der Größe der betroffenen Fläche. Allen gemeinsam ist aber die mit der Ausweisung als Schutzzone verbundene Einschränkung des Verfügungsrechtes von Grundbesitzern über ihre Grundstücke.

Dieser raumplanerische Ansatz, bestimmte Regionen, Kleinräume oder Einzelgrundstücke in ihren Nutzungsmöglichkeiten zu beschränken, ist von

Ökonomen als ineffizient kritisiert worden.¹² Diese Kritik orientiert sich an der Praxis des Zoning in den Vereinigten Staaten. Dort werden mit Hilfe des Zoning lokale öffentliche Güter, wie z. B. „Ländlicher (oder wohlhabender) Charakter des Wohnortes“, erzeugt, die durch die Entscheidungen der Gemeinden zugunsten der Hauseigentümer und auf Kosten bäuerlicher Grundbesitzer und neu zuziehender Hauskäufer finanziert werden. Dieses Verfahren führt in der Regel zu einem über das optimale Maß hinausgehenden Angebot des durch das Zoning erzeugten öffentlichen Gutes, weil die an der Planungsentscheidung beteiligten Personen die Nutzen realisieren, ohne für die Kosten aufkommen zu müssen.

Bei der Anwendung des Zoning für den Naturschutz in der Bundesrepublik ist eher ein suboptimales Angebot zu erwarten. Bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten handelt es sich in der Regel um die Einschränkung der Umwandlungsmöglichkeiten marginaler landwirtschaftlicher Böden, z. B. Feuchtwiesen. Der Nutzen des Zoning liegt in der Erhaltung von Biotopen, der relativ diffus auf nationaler Ebene verteilt sein dürfte. Die Kosten fallen wie in den USA lokal ab, aber das Entscheidungsverfahren bei der Ausweisung von Schutzgebieten berücksichtigt in der Bundesrepublik anders als in den Vereinigten Staaten die Kosten.

Die Ausweisung erfolgt in der Regel durch die Landkreise als untere Naturschutzbehörde bei kleinräumigen Schutzgebieten. Bei großräumigen Schutzgebieten mit relativ starken Einschränkungen des Verfügungsrechtes über den Boden unterliegt die Durchführung ebenfalls den Landkreisen. In den Landkreisen liegen die Präferenzen mehrheitlich wohl eher bei einer Umwandlung, da die Erweiterung der landwirtschaftlichen Nutzflächen oder ihre Nutzung zu Fremdenverkehrszwecken auf lokaler Ebene eher die Unterstützung der Mehrheit findet. Die Personen, bei denen der Nutzen der Biotoperhaltung anfällt, wie Umweltschützer oder die intergenerationell karitativen Personen,¹³ sind an diesem Entscheidungsprozeß nicht beteiligt, so daß tendenziell ihr Nutzen unterschätzt wird.

Selbst wenn man unterstellt, daß ein einfaches Abstimmungsmodell das Ausmaß des öffentlichen Gutes Naturschutz auf der Basis unterschiedlicher Präferenzen nicht ausreichend erklärt, dürfte auch ein erweitertes Modell unter Einbeziehung etwa der Interessenlagen von Bürokratien und unterschiedlichen Gebietskörperschaften für die Bundesrepublik nicht zu wesentlich anderen Ergebnissen kommen. Das Kräfteverhältnis zwischen den verschiedenen Organisationen im ländlichen Raum, wie Landwirtschaftskammern, Flurbereinigungsbehörden usw., und der politischen Willensbildung auf Landkreisebene spricht deutlich für eine institutionelle

¹² Wolfram (1981).

¹³ Dieser Begriff wurde von Kirsch (1984) geprägt.

Stärkung der Entwicklungs- und Umwandlungspräferenzen gegenüber den Naturschutzpräferenzen. Die einzige Institution, die Belange des Naturschutzes auf Landkreisebene vertritt, sind Beiräte und Beauftragte für Naturschutz. Sie werden in der Regel von den Landkreisen ernannt und stehen damit wiederum in einer gewissen Abhängigkeit von diesen lokalen Mehrheitspräferenzen.

In der Bundesrepublik erweisen sich die Landschaftsschutzgebiete und die Naturparks, die den Tourismus und die Landwirtschaft nicht als ausgewiesene Schutzzonen einschränken, mit 6,2 Millionen ha (= 25%) und 4,7 Millionen ha (= 19% der Fläche der BRD) als die Schutzgebiete des Naturschutzgesetzes, die häufig genutzt werden.¹⁴ Die wesentlich restriktiveren Instrumente, Naturschutzgebiete und Nationalparks nehmen mit 216 000 ha bzw. 33 ha erheblich weniger Raum ein. Die Ausweisung weiterer Flächen zu Nationalparks, wie sie z. B. vom Sachverständigenrat gefordert werden, dürfte noch dauern, da die lokalen Nutzungsansprüche dabei erheblich eingeschränkt werden. Eine weitere Ursache dieser unterschiedlichen Verteilung von Schutzgebieten in der Bundesrepublik liegt darin, daß die Opportunitätskosten im ländlichen Raum von einzelnen Grundstückseigentümern getragen werden, während die Nutzen zumindest überregional, wenn nicht national, anfallen.

Die Verwendung von raumplanerischen Instrumenten durch lokale Behörden erfolgt in der Regel so, daß den durch die Umwandlungseinschränkung entstehenden Kosten ein größeres Gewicht bei der Planung zugemessen wird als den Nutzen. Deshalb werden während der Gesetzgebungsphase häufig auch die Instrumente abgewehrt, die potentiell geeignet sind, den Naturschutzpräferenzen eine stärkere Position im Planungsverfahren zu geben. Ein zentraler Ansatzpunkt war die Verbandsklage der Naturschutzverbände, die nur in Bremen und in Hessen im Landesrecht verankert ist, d. h. in einem Stadtstaat und einem stark verstädterten Flächenstaat. Nur hier ist die politische Nachfrage so groß, daß von überregionaler Seite in die lokalen Präferenzen eingegriffen wird.

3.2 Eingriffsgenehmigung und Eingriffsausgleich als Naturschutzinstrumente

Das zweite wichtige Instrument der deutschen Naturschutzgesetze ist das Verbot vermeidbarer Eingriffe in die Landschaft, soweit sie durch andere Gesetze genehmigungspflichtig sind oder – bei staatlichen Eingriffen – für sie ein Planfeststellungsverfahren vorgeschrieben ist. Wenn der Eingriff unvermeidbar ist, dann fordert das Bundesnaturschutzgesetz den Ausgleich dieses Eingriffes, z. B. bei der Einrichtung einer Kiesgrube die Rekultivie-

¹⁴ Zu den Daten vgl. Sachverständigenrat für Umweltfragen (1974).

rung. Ist ein Ausgleich nicht möglich, so ist der Eingriff nur dann zu untersagen, wenn der Naturschutz Vorrang bei der Abwägung mit anderen öffentlichen Belangen hat. Eine solche Priorität dürfte sich jedoch, da sie im Bundesnaturschutzgesetz nicht klar definiert wird, kaum aus dem interorganisatorischen Abstimmungsprozeß der beteiligten Fachplanungsbehörden ergeben. Aufgrund der Betonung der Ausgleichsmaßnahmen im Gesetz kann man davon ausgehen, daß die Genehmigung des Eingriffs den Regelfall darstellen dürfte, um so mehr, je bedeutender der Eingriff für die wirtschaftliche Entwicklung in einer Region ist.

Im Gegensatz dazu gab es in den Vereinigten Staaten von 1973 bis 1978 ein absolutes Eingriffsverbot durch ein Bundesgesetz (Endangered Species Act, Section 7 d), wenn die Vernichtung einer bedrohten Art durch den Eingriff zu befürchten war. Dieses Eingriffsverbot bezog sich allerdings nicht wie im deutschen Recht auf Schutzgebiete, sondern nur auf die Arten, die bereits vor dem geplanten Eingriff auf eine Liste der gefährdeten Arten gesetzt worden waren. Die stärkste Einschränkung des Verfügungsrechtes über Boden wurde somit nicht von der Existenz von Schutzzonen abhängig gemacht, sondern von einzelnen geschützten Arten. Diese Priorität von Regelungen durch Bundesregierung und Bundeskongreß ließ sich bei Dammbauten gegen den Widerstand der betroffenen Regionen nicht durchsetzen. Das Gesetz wurde deshalb 1978 durch die Einführung von Ausnahmeregelungen geändert. Die neue Regelung des Endangered Species Act sieht Ausgleichsmaßnahmen durch bundesstaatliche Behörden vor, so daß die absolute Priorität des Naturschutzes aufgegeben wurde. Bis jetzt hat es nur zwei Fälle gegeben, in denen ein Eingriff trotz des vermuteten Ausrottungsrisikos einer Art genehmigt wurde.¹⁵

In den meisten Ländergesetzen in der Bundesrepublik wurden zusätzlich zu der Ausgleichspflicht bei genehmigungsbedürftigen Eingriffen, d. h. zum Beispiel beim Bau größerer Anlagen, konkrete Eingriffsverbote für nicht durch Schutzgebiete ausgewiesene Biotope geschaffen, wie zum Beispiel Feuchtgebiete, Hecken, einzelne Baumbestände. Die Wirksamkeit dieser Beschränkungen hängt natürlich von der Wahrscheinlichkeit ab, mit der Zuwiderhandlungen bestraft werden, und von der Höhe des Bußgeldes. In Baden-Württemberg z. B. liegt das Bußgeld mit 30 000 DM bei verbotenen Eingriffen außerhalb der Schutzgebiete erheblich unterhalb der Bußgelder bei Zuwiderhandlung innerhalb der Schutzgebiete. Kenntnis von Verstößen erhält die Naturschutzbehörde nur aufgrund von Anzeigen aus der Bevölkerung, so daß die Wahrscheinlichkeit, daß ein Bußgeld verhängt wird, weit unter 100 Prozent bleibt. Die Kombination beider Faktoren dürfte die Wirksamkeit des Verbotes erheblich einschränken.¹⁶ Häufig wird, wie in Bayern

¹⁵ Eine ökonomische Analyse dieses Gesetzes nimmt *Harrington* (1978) vor.

¹⁶ Vgl. *Polinsky / Shavell* (1979).

oder Schleswig-Holstein, der normale landwirtschaftliche Betrieb ausdrücklich nicht als Eingriff klassifiziert, so daß die Pestizidanwendung bei Unkrautfluren nicht als Eingriff in die Natur angesehen wird.

Diese kurze Zusammenfassung der Regelung bei einzelnen Eingriffen zeigt, daß die Verbotsregelung mit erheblichen unklaren Rechtsbegriffen arbeiten muß, da Entscheidungskriterien nicht klar definiert sind. Das einzig klare Entscheidungskriterium, wie es das absolute Ausrottungsverbot jeder Art nach Section 7 des Endangered Species Act in den Vereinigten Staaten darstellt, hat sich politisch als untauglich erwiesen, weil die Opportunitätskosten des Umwandlungsverbotes nicht berücksichtigt wurden und weil es die Kosten einseitig der Region aufbürdete.

In den deutschen Gesetzen wurde auf die Einbeziehung der Opportunitätskosten nicht verzichtet. Im Gegenteil, die Umwandlung wird bei den nach anderen Gesetzen genehmigungspflichtigen Eingriffen deutlich bevorzugt. Der Eingriff muß nur ausgeglichen werden, d. h. auch, daß sich die Kosten des Eingriffs über die Kosten der Wiederherstellung erhöhen. Diese Vorgehensweise ist bei zeitlich begrenzten Eingriffen, wie Kiesgruben und Steinbrüchen, sicherlich praktikabel, da in der Mehrzahl dieser Eingriffe eine Rekultivierung möglich ist. Bei einer Reihe von anderen Eingriffen, wie zum Beispiel durch den Straßenbau, ist der Ausgleich der naturzerstörenden Wirkung technisch jedoch nicht möglich. Deshalb ist in einigen Ländergesetzen der Ausgleich auch an anderer Stelle, zum Beispiel durch die Anlage eines Feuchtgebietes, möglich. Dennoch läßt die Eingriffsregelung nach dem deutschen Naturschutzgesetz alle genehmigungspflichtigen Eingriffe zu. Solange die Eingriffe ausgleichbar sind, hat der Verursacher die Kosten für den Ausgleich zu tragen. Ist er nicht ausgleichbar, trägt er keine weiteren Kosten.

In einigen Ländergesetzen ist deshalb aus rechtssystematischen Gründen eine Ausgleichsabgabe eingeführt worden. In der Mehrzahl der Länder dient diese Abgabe zur Finanzierung von Ersatzmaßnahmen, um eine gleiche Belastung aller Verursacher zu erreichen. In Baden-Württemberg wird die Abgabe in einer restriktiven Weise gehandhabt, d. h. sie ist subsidiär zur Ausgleichsmaßnahme, während in Rheinland-Pfalz dem Verursacher die Wahl zwischen Ersatzmaßnahmen und Ausgleichsabgabe gelassen wird.¹⁷ In allen Fällen liegt die Begründung im Rahmen der rechtssystematischen Argumentation. Auf die Bedeutung dieser Abgabe in Baden-Württemberg soll im nächsten Abschnitt näher eingegangen werden.

Die Regelung der Eingriffsgenehmigung stellt eine Einschränkung der Verfügungsrechte der Grundbesitzer dar, in dem sie konkrete Eingriffe genehmigungspflichtig macht oder sogar verbietet. Die Grundlage dieses

¹⁷ Heiderich (1981).

Ansatzes ist das Verständnis der Eingriffe als öffentliches Übel, so daß eine Einschränkung des Eigentumsrechts gerechtfertigt wird. Die Wirksamkeit der Eingriffsregelung als Instrument des Naturschutzes dürfte jedoch sehr begrenzt sein, da bei den genehmigungspflichtigen Eingriffen die Genehmigung kaum versagt wird. Eingriffsverbote bei nicht genehmigungspflichtigen Veränderungen der Landschaft lassen ebenfalls ein erhebliches Vollzugsdefizit erwarten. Deshalb soll im folgenden versucht werden, die Wirksamkeit der Ausgleichsabgabe abzuschätzen.

3.3 Ausgleichsabgaben auf Eingriffe in die Natur

Die in den Naturschutzgesetzen der Länder vorgesehene Ausgleichsabgabe kann als dritte Stufe beim Ausgleich eines Eingriffs in die Natur angesehen werden. Als erste Stufe kommt der Ausgleich an Ort und Stelle (Ausgleichsmaßnahme) und als zweite Stufe der Ausgleich an anderer Stelle (Ersatzmaßnahmen) in Frage. Erst wenn die beiden ersten Stufen des Ausgleichs nicht möglich sind, greift in Baden-Württemberg die Ausgleichsabgabe. Da in einigen Ländern die Durchführung der Ersatzmaßnahmen auch durch Landesbehörden und nicht nur durch den Antragsteller möglich ist, sind die damit verbundenen Kostenerstattungen für die Ersatzmaßnahmen den Abgaben in der Wirkung gleich. Die Ausgleichsabgabe hat den Effekt einer Umwandlungssteuer auf Grundstücke, die naturschutzrelevant sind, wenn diese Grundstücke in eine Nutzung überführt werden sollen, die negative Auswirkungen auf Biotope hat. Die Wirkung besteht darin, daß sich die Menge des umgewandelten naturnahen Landes verringert, da sich das Angebot des umwidmungsfähigen Landes verteuert. Die mengenmäßige Wirkung dieser Abgabe hängt von ihrer Höhe, der Bemessungsgrundlage und von der Preiselastizität der Nachfrage ab. Auf diese Faktoren soll im folgenden kurz eingegangen werden.

Die Festlegung der Höhe und die Bemessungsgrundlage der Abgabe stellt im Rahmen der Begründung der Abgabe ein wesentliches Problem dar. Das Ziel ist die Gleichstellung der Verursacher, für deren Eingriffe ein Ausgleich technisch nicht möglich ist. Die Gleichstellung erfolgt dann, wenn der abgabepflichtige Verursacher vergleichbare Aufwendungen hat. Der Terminus vergleichbarer Aufwendungen verlangt, daß die Behörde geeignete Ersatzmaßnahmen entwickelt muß, um die Aufgabe festlegen zu können. Dieses Dilemma wurde in Baden-Württemberg gelöst, indem für drei Gruppen von Eingriffen feste Maßstäbe und Rahmensätze festgelegt wurden. Je nach Eingriff handelt es sich um einen Flächentarif (0,50 - 1,00 DM/m²), um einen Aushubtarif (0,10 - 0,30 DM/m³) und um einen Bausummentarif (0,5 - 2,0 % der Bausumme).

Die Prüfungskriterien für die Festlegung der Höhe der Ausgleichsabgabe innerhalb dieser Rahmensätze sind in der Ausgleichsabgabenordnung näher bestimmt. Bei schwerwiegenden Eingriffen, insbesondere in geschützten Landschaftsteilen, Feuchtgebieten, in der Ufervegetation oder in den Erholungsschutzstreifen an Gewässern können die Rahmensätze verdoppelt werden. Die Regelung trifft auch Vorhaben der öffentlichen Hand, allerdings können hier die Abgabensätze halbiert werden. Die Kaufpreise der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Bundesrepublik variieren zwischen 20 000 und 60 000 DM/ha, während die Grenzertragsböden etwa 20 000 bis 30 000 DM/ha erzielen,¹⁸ so daß bei Grenzertragsböden die Abgabe bis zu 50 Prozent des Bodenpreises beträgt und von einer recht erheblichen Steuerhöhe ausgegangen werden kann. Bei der Umwandlung in stadtnahen Regionen oder bei Intensivnutzung ist die Bedeutung der Abgabe – maximal 20 Prozent des Bodenpreises – als gering einzuschätzen.

Die bisherige Praxis in Baden-Württemberg zeigt, daß von dieser Regelung primär Infrastrukturmaßnahmen betroffen sind. Bis 1982 wurden in der Mehrzahl (78%) Abgaben bei Flächeneingriffen erhoben, primär bei Straßen und Freileitungen.

Auffällig ist bei der Verteilung der Abgaben nach Eingriffsarten der Schwerpunkt Infrastruktur- und Abbauvorhaben; landwirtschaftliche und wasserwirtschaftliche Eingriffe sind davon nicht betroffen. Bei den genannten abgabepflichtigen Bauvorhaben stellen die Grundstückskosten einen relativ geringen Kostenanteil dar, zumindest im Vergleich zu Veränderungen im Bereich der Landwirtschaft, so daß die Mengenelelastizität der Nachfrage als relativ gering einzuschätzen ist. Wegen der geringen Höhe der Maximalabgabe im Verhältnis zum landwirtschaftlichen Bodenpreis in Ballungsräumen ist nur eine geringe Mengenwirkung im Sinne der Verlangsamung der Umwandlung naturnaher Nutzungen zu erwarten.

Eine wesentlich höhere Wirkung hätte die Abgabe bei der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen, wie sie im Rahmen der Flurbereinigung und dem Gemeinschaftsprogramm regionale Wirtschaftsstruktur, Teilprogramm Entwässerung, vorgenommen wird. Die Gesamtkosten der Flurbereinigung betrugen 1981 im Durchschnitt 5200 DM/ha.¹⁹ Sie waren damit genauso groß wie der Mindestsatz der Ausgleichsabgabe von 5000 DM/ha. Obwohl die bereinigten Flächen in Baden-Württemberg 30 000 ha/Jahr umfassen, sind die Flurbereinigungsverfahren nicht von den Abgaben betroffen, vermutlich weil entweder Ausgleichsmaßnahmen möglich waren oder keine Eingriffe vorgenommen wurden.

Unter diesen restriktiven Bedingungen der Anwendung kann kaum von einer Pigouschen Steuer auf ein öffentliches Übel gesprochen werden, ins-

¹⁸ Quelle: Agrarbericht der Bundesregierung 1983, Bonn 1983, Tabelle 26.

¹⁹ Quelle: Agrarbericht der Bundesregierung 1983, Bonn 1983.

besondere bei einer geringen Mengenwirkung. Auch im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung dürften die Kosten auf Verursacherseite als Folge dieses Instruments der Naturschutzpolitik kaum wirksam sein. Somit bleibt bei der Abgabe noch die Verwendungsseite als Instrument zu untersuchen.

3.4 Ankauf von Grundstücksrechten zu Naturschutzzwecken

Der Ankauf von Grundstücksrechten zur Naturschutzzwecken stellt ebenfalls ein Instrument der Biotoperhaltung dar, bei dem die Kosten voll berücksichtigt werden. Problematisch ist die Gewinnung von Informationen über die Nutzen der Personen, der wegen einer stark altruistischen Einstellung zu den Befürwortern der Artenerhaltung gehören. Die private Spendenfinanzierung führt wegen des Freifahrverhaltens zu Marktversagen und zu einer Unterfinanzierung. Weitere, noch stärker nutzenorientierte Finanzierungsarten wie Gebühren, zweckgebundene Anleihen und konsumspezifische Abgaben, stehen in den USA im Vordergrund, während in der Bundesrepublik nur die Ausgleichsabgabe eine gewisse Bedeutung erlangt hat.

Die Verwendung der Ausgleichsabgabe ist in den Ländernaturschutzgesetzen auf Naturschutzzwecke eingeschränkt. Im Vordergrund stehen dabei die Finanzierung einzelner Pflegemaßnahmen und die Finanzierung des Ankaufs von Grundstücken, die kritisch für den Naturschutz sind. Neben dem Kauf von Grundstücken gibt es als weitere Instrumente den Transfer von Umwandlungsrechten und den Kauf mit Zurückverpachtung, die beide in den Vereinigten Staaten zunehmend Bedeutung erlangt haben. Anstelle des Grundstücks kauft die Planungsbehörde das Umwandlungsrecht, so daß der Verkäufer die alte Nutzung noch beibehalten kann. Dieses Verfahren zur Verlangsamung der Umwandlung von Agrarfläche in Bauland verringert die Kosten für die Planungsbehörden.

Beim Transfer von Entwicklungsrechten im städtischen Umland ist der Schutzzweck relativ einfach durchzusetzen; doch machen die Entwicklungsrechte zum Beispiel in New Jersey 80 Prozent, in Maryland 58 Prozent und in Washington 75 Prozent des Verkaufspreises der Grundstücke aus, so daß die Ersparnis nicht allzu groß ist.²⁰ Bei diesen Kosten stellt ein Programm für den Erwerb von Entwicklungsrechten für 6000 ha eine Ausnahme dar, mehrheitlich bleiben die Programme unter 1000 ha.

Die wichtigste Größe für eine Naturschutzpolitik auf der Basis des Ankaufs von Grundstücksrechten bleibt somit die Finanzierung der Käufe. In den USA erfolgt sie nur in Ausnahmefällen aus allgemeinen Steuermitteln. Mehrheitlich wird versucht, mit nutzerorientierten Besteuerungs- bzw.

²⁰ Vgl. Boyce / Kohlhasse / Plaut (1978).

Finanzierungsverfahren den Naturschutz zu finanzieren. Dabei wurden drei verschiedene Instrumente verwendet:

1. Besteuerung von Konsumgütern, die Naturschützer und Jäger vorzugsweise kaufen;
2. Jagd- und Naturparkgebühren;
3. zweckgebundene Gemeindegeldentnahmen, die über allgemeine Steuermittel zurückgezahlt werden.

In den USA dominiert auf Gemeinde- und Einzelstaatsebene die Verwendung von zweckgebundenen Steuern und Gebühren zum Naturschutz, 1973 betrug die Gesamtsumme 315 Mio. US \$. Auf Bundesebene werden allgemeine Steuermittel zur Ausstattung von vier Bundesbehörden verwendet, die im Rahmen ihrer sonstigen Aufgaben auch Naturschutz betreiben (1976: 200 Mio. US \$). Die Besteuerung von Jagdfeuerwaffen und von Anglerausrüstung, über die 15 Prozent der einzelstaatlichen Aufwendungen für Naturschutz finanziert werden, führt zu einigen Abweichungen vom Optimum der Lindahl-Lösung: Diese Besteuerung und die Jagd- und Anglergebühren, die 62 Prozent der einzelstaatlichen Budgets umfassen, erfassen nur den Teil der Naturschützer und Naturliebhaber, die in dieser bestimmten Form die Natur nutzen. Die Steuer- und Gebührenerlöse dieser Nutzergruppe dienen neben der Finanzierung der Kontrolle der Jagd- und Fangausübung auch dem Biotopschutz. Dieser Biotopschutz führt aber über positive externe Effekte nicht nur zum Schutz der Biotope des jagdbaren Wildes, sondern auch zum Schutz nicht jagdbarer Arten, deren Nutzen nicht besteuert wird. Außerdem legt diese Art der Besteuerung auch eine Priorität bei der Auswahl der zu schützenden Biotope fest, die nicht unbedingt der Nachfrage entspricht, gäbe es sie reflektierende Gebühren oder Steuern. Diese Besteuerungsgrundlage stellt fiskalisch das Äquivalent des deutschen Reviersystems dar, hat aber wegen der steuerlichen und gebührliehen Finanzierung erhebliche Nachteile gegenüber dem Reviersystem. Aus politischen Gründen bleiben sowohl die Steuersätze als auch die Gebühren in der Regel unterhalb der Preise, die sich auf freien Märkten bilden würden. So sind zum Beispiel die Jagdgebühren für die Bewohner des jeweiligen Bundesstaates erheblich niedriger als die für Jäger aus anderen Bundesstaaten. Aus diesen Gründen dürfte die Menge an geschütztem Land sich unterhalb der optimalen Menge befinden.

Es gibt noch zusätzliche Faktoren, die den privaten Nettonutzen bei der Umwandlung der Landnutzung von den sozialen Nettonutzen abweichen lassen: Einmal verwenden die Preisunterstützungssysteme der Landwirtschaftspolitik sowohl in den Vereinigten Staaten als auch in Europa Interventionspreise, die über den langfristigen Gleichgewichtspreisen liegen. Weiterhin gewährt die landwirtschaftliche Strukturpolitik Subventionen für Landgewinnung, Flurbereinigung und Entwässerung, die die privaten

Kosten der Umwidmung von Biotopen wie Hecken, Feuchtgebieten etc. unter die sozialen Kosten sinken lassen.

Bereits in der Ausgangslage ist das Gleichgewicht zwischen Agrarnutzung und Biotopschutz – d. h. ohne öffentliche Ankäufe von Umwandlungsrechten – als Fehlallokation einzuschätzen. Goldstein weist anhand der Drainagekosten und ihrer Subventionen für Feuchtgebiete im mittleren Westen der USA nach, daß ohne die Subventionen der Preis- und Strukturpolitik erhebliche Flächenmengen für Feuchtgebiete erhalten geblieben wären.²¹

Wären alle diese Subventionen abgeschafft und außerdem die Besteuerung und Gebühren auf nicht-jagende Naturschützer erweitert und würden diese in der Höhe auch der Zahlungsbereitschaft entsprechen, so wären die Voraussetzungen für eine Bewegung in Richtung einer optimalen Allokation der Landnutzung auf der Basis von Lindahl-Besteuerungsprinzipien zwischen Landwirtschaft und Naturschutz gegeben. Ein so beschriebenes Gleichgewicht der Allokation zwischen Landwirtschaft und Biotopschutz dürfte nur dann pareto-optimal sein, wenn die Bedingungen der Lindahl-Besteuerung erfüllt werden. In einem Fall haben die Stimmbürger eines städtischen Landkreises im Bundesstaat Washington einem Kredit zugestimmt, der für 50 Mio. \$ Entwicklungsrechte von lokalen Bauern kaufen sollte. Die Zustimmungsquote war 63 Prozent, der Kredit soll aus den Gemeindesteuern zurückgezahlt werden. Diese Abstimmung stellt, etwa im Vergleich zu den Gebühren der Jäger und Naturschützer, eine stärkere Annäherung an eine Lindahlsche Lösung in diesem Bereich dar und kommt einer second-best-Lösung vielleicht nahe.

In der Bundesrepublik findet eine nutzenorientierte Abgaben- und Gebührenpolitik nicht statt. Der staatliche Ankauf von Grundstücken zu Naturschutzzwecken erfolgt auf Landesebene aus allgemeinen Steuermitteln. Im Umweltschutzprogramm von Baden-Württemberg aus dem Jahre 1973 wird der Ankauf von Grundstücken mit jährlich 1,2 Mio. DM für Biotopschutz und 2,5 Mio. DM für Waldschutz angekündigt, und bis 1980 wurde dieses Programm verwirklicht. Danach beschränkte sich das Land auf die Vergabe von Zuschüssen an Gemeinde- und Naturschutzverbände. Zusätzlich zu diesen allgemeinen Steuermitteln gibt es die Erlöse aus den Ausgleichsabgaben, die nach dem Naturschutzgesetz von Baden-Württemberg vom Landeshaushalt zu trennen sind und dem Naturschutzfonds des Landes zuzuführen sind. Diese Ausgaben machen zwischen 20 und 40 Prozent der Einnahmen des Naturschutzfonds aus. Da die Zuweisung aus dem Landeshaushalt eine feste Quote der Lottoüberschüsse sind, kann man bei der Einnahmeseite des Fonds von einer gewissen Unabhängigkeit vom Landeshaushalt ausgehen. Die Verwendung dieser Mittel durch den Fonds zeigt

²¹ Vgl. Goldstein (1971).

einen Schwerpunkt bei Pflegemaßnahmen und beim Grunderwerb. Aber auch der Fonds ist eher in einer zuschußgewährenden Rolle und überläßt den Kauf und die Pflege der Grundstücke den Gemeinden und Naturschutzverbänden.²²

Die Rolle des Landes und des Naturschutzfonds als Zuschußgeber für Gemeinden und für Naturschutzverbände wird mit den Kostenvorteilen der gemeindlichen Liegenschaftsverwaltung begründet. Dies verringert sicherlich den Personal- und Sachaufwand beim Land und beim Fonds, aber angesichts der gemeindlichen Interessenlage mit Priorität für Entwicklungsgesichtspunkte ist zu fragen, ob die Fortsetzung der Landesankaufspolitik nicht angemessener gewesen wäre.

Verfolgt man die Jahresausgaben für Baden-Württemberg für den Teil des Naturschutzes, der als geeignet angesehen werden kann, genetische Ressourcen zu erhalten, so sind die Ausgaben zwar von 4,6 Mio. DM 1979 auf 7,8 Mio. DM 1982 gestiegen, aber im Vergleich zu den Zuschüssen zur Flurbereinigung von 150 Mio. DM im Jahre 1981 ist die Summe immer noch gering. Dies mag das faktische Resultat einer geringen politischen Priorität in Baden-Württemberg sein, es hat aber auch seine Ursachen in einer zu wenig nutzenorientierten Besteuerungsgrundlage. Das deutsche Reviersystem führt zwar zu einer zuverlässigen Offenlegung der Zahlungsbereitschaft der Jäger und schafft somit eine günstigere Bewertung dieses Teils des Naturschutzes in der Bundesrepublik im Vergleich zu den Vereinigten Staaten. Das Lizenzsystem hat demgegenüber den Vorteil, daß nutzenorientierte Abgaben und Steuerverfahren bereits vorhanden und damit für andere Zwecke zusätzlich zur Jagd weiter verwendet werden können. Die Wirkung der Ausgleichsabgabe in Baden-Württemberg als Pigouische Umwandlungssteuer ist als sehr begrenzt einzuschätzen, und da das Abgabenaufkommen gering ist, ist die Wirkung auf der Verwendungsseite trotz der Zweckbindung im Vergleich zu der Wirkung von Jagdgebühren und Jagdsteuern in den Vereinigten Staaten zu vernachlässigen.

4. Schlußbemerkung

Die bisherige Diskussion sollte zeigen, daß marktliche Mechanismen zur Erhaltung gefährdeter Arten so lange beitragen können, wie einzelne Exemplare privaten Nutzen stiften und die institutionellen Kosten der Privatisierung dieser Nutzen durch die Schaffung von Verfügungsrechten wie im deutschen Reviersystem niedriger sind als die Zahlungsbereitschaft privater Wirtschaftsobjekte. Solange der Nutzen jedoch nicht sicher ist und primär im Genpotential der betroffenen Art liegt, verhindert der spezifische Infor-

²² Schillinger (1981).

mationscharakter von Genen die Schaffung von Eigentumsrechten an einzelnen Arten, da die Kosten des Ausschlusses bei wildlebenden oder wildvorkommenden Arten noch zu hoch sind. Die Entwicklung in der Saatgutindustrie zeigt, daß sich Verfügungsrechte an genetischen Informationen am besten durchsetzen lassen, wenn sie an physisch kontrollierbare Phänotypen – wie z. B. hybride Arten – gebunden sind, die nicht reproduzierbar sind. Aus diesen Gründen kann eine weitergehende Erhaltung genetischer Ressourcen nur als ein öffentliches Gut erreicht werden. Angesichts der fortlaufenden Umwidmung natürlicher, naturnaher und kulturlandschaftlicher Biotope in städtisch-industrielle und intensive landwirtschaftliche Nutzungen ist der Lebensraum und die Überlebensfähigkeit einer Reihe von Arten zunehmend gefährdet. Das öffentliche Gut „genetischer Ressourcen“ kann nur durch die Erhaltung dieser Biotope produziert werden.

Die Erhaltung der genetischen Ressourcen ist somit ein Problem der Verwendungskonkurrenz bei der Landnutzung. Da private Spenden bei der Produktion öffentlicher Güter aufgrund des Freifahreverhaltens nicht zu einer pareto-optimalen Allokation zwischen Naturschutz und Intensiv-Nutzung führen, bleiben nur drei geeignete Verfahren der Produktion von Natur- und Biotopschutz: Die Definition der Nachfrage nach Naturlandschaft über Lindahlsche Besteuerung durch eine separate Naturschutzsteuer, die Naturschutzabgaben als Besteuerung negativer externer Effekte bei der Umwandlung naturnaher Grundstücke und die Anwendung planerischer Instrumente wie die Ausweisung von Schutzzonen.

Diese Ansätze unterscheiden sich auch durch die Verteilung der Verfügungsrechte über Bodennutzung. Während bei der Besteuerung der Grundbesitzer durch Ausgleichsabgaben die Verfügungsrechte über die neuen Umwandlungen bei der Allgemeinheit liegen, für die der Grundbesitzer dem Staat einen Ausgleich zahlen muß, liegen die Verfügungsrechte beim Ankauf von Entwicklungsrechten durch den Staat beim Grundbesitzer, der für seinen Nutzungsverzicht entschädigt werden muß. Bei den Schutzzonen verbleibt das Verfügungsrecht über die alten Nutzungen beim Grundbesitzer, darüber hinaus gehende Einschränkungen wären entschädigungspflichtig.

Coase hat auf die allokative Gleichwertigkeit der anfänglichen Verteilung von Verfügungsrechten bei der Annahme von unbedeutenden Transaktionskosten hingewiesen. Die Praxis des Naturschutzes zeigt, daß mit der Wahl der Verteilung der Verfügungsrechte Verteilungen der Transaktionskosten verbunden sind, die aufgrund der asymmetrischen Verteilung der Transaktionskosten zu unterschiedlichen Allokationsergebnissen führen. Der Ansatz, über den Ankauf von Grundstücksrechten, die Biotopen zu schützen, führt zu einem vollständigen Schutz auf kleinen Flächen. Die Ausweisung von Schutzzonen bewirkt einen schwachen Schutz auf großen Flächen,

während die Abgaben in ihrer jetzigen Form lediglich eine Verlangsamung der Umwandlung bewirken.

Zusammenfassung

Im vorliegenden Artikel vergleicht der Autor marktliche Institutionen der Arten-erhaltung mit staatlichen Eingriffen. Beim Reviersystem als einer Institution zum Schutz vor Ausrottung kommt er zu dem Ergebnis, daß es diesen Zweck für eine Reihe von Arten zwar effizient erreicht, aber auf Kosten einer Einengung der Artenvielfalt. Ein ähnliches Ergebnis läßt sich für kommerziell finanzierte ex-situ Genbanken ableiten. Bei der Anwendung von staatlichen Instrumenten zur Biotoperhaltung kommt es bei der Ausweisung von Schutzgebieten wahrscheinlich zu einer Unterversorgung, weil in den Entscheidungsprozessen die Gruppen überrepräsentiert sind, die die Kosten der Schutzgebiete zu tragen haben. Die Alternative des Ankaufs von Grundstücksrechten scheitert an den free-rider-Problemen der Spendenfinanzierung und in Deutschland an den Schwierigkeiten, nutzenorientierte Finanzierungsformen zu entwickeln.

Summary

The article compares market institutions with governmental interventions as instruments for genetic preservation. The German hunting rights system as an institution preventing extinction provides this protection efficiently for a number of huntable species at the expense of other species. The analysis yields a similar mixed result for the efficiency of commercial ex-situ gene banks. The instrument most often used by governmental intervention, habitat zoning, probably results in an undersupply of protection because of the political economy of habitat zoning in Germany. The alternatives, purchase of development rights and related devices, fail either because of free rider problems in charitable giving or because of the difficulties of developing a benefit related public financing scheme in the Federal Republic of Germany.

Literatur

- Amacher, R. C. / Tollison, R. D. / Willett, T. D. (1972), The Economics of Fatal Mistakes: Fiscal Mechanisms for Preserving Endangered Predators. Public Policy, 411 - 441.*
- Boyce, D. E. / Kohlhase, J. / Plaut, T. (1978), The Development of a Planning Oriented Method for Estimating the Value of Development Easements on Agricultural Land. Regional Science Research Institute Philadelphia, Discussion Paper No. 105. Philadelphia.*
- Clark, C. W. (1973), Profit Maximization and the Extinction of Animal Species. Journal of Political Economy 81, 950 - 961.*
- Coggins, G. C. / Russel, I. S. (1982), Beyond Shooting Snail Darters in Pork Barrels: Endangered Species and Land Use In America. Georgetown Law Journal 70, 1433 - 1525.*

- Eckert, R. D.* (1979), *The Enclosures of Ocean Resources, Economics and the Law of the Sea*. Stanford, Cal.
- Goldstein, J. H.* (1971), *Competition for Wetlands in the Midwest: An Economic Analysis, Resources for the Future*. Baltimore, Maryland.
- Harrington, W.* (1981), *The Endangered Species Act and the Search for Balance*. *Natural Resources Journal* 21, 71 - 92.
- Heiderich, E.* (1979), *Die Ausgleichsabgabe im System der Eingriffsregelung des Naturschutzgesetzes von Baden-Württemberg*, *Natur und Recht*, Heft 1, 19 - 22.
- Heydemann, B.* (1981), *Arten- und Biotopschutz – seine Grundlagen und ein Vergleich des Naturschutzrechtes von Bund und Ländern*, in: *Deutscher Rat für Landespflege, Schriftenreihe*, Heft 36, 527 - 534.
- Kirsch, G.* (1984), *Solidarity between Generations: Intergenerational Distributional Problems in Environmental and Resource Policy*. Paper presented at the conference "Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy", Wissenschaftszentrum Berlin.
- Leopold, A.* (1949), *The Land Ethic*, in: *A Sand County Almanac, With Essays on Conservation from Round River*. New York - Oxford.
- National Research Council (1975), *Underexploited Tropical Plants with Promising Economic Value*. National Academy of Sciences, Washington D. C.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (1982), *Biotechnology, International Trends and Perspectives*, von A. T. Bull, G. Holt, M. D. Lilly. Paris.
- Paqué, K. H.* (1982), *Marktversagen bei Spenden. Einige Bemerkungen zur Literatur*. Kieler Arbeitspapiere 150, Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- Polinsky, A. M. / Shavell, S.* (1979), *The Optimal Tradeoff between the Probability and Magnitude of Fines*. *American Economic Review* 69, 880 - 891.
- Prescott-Allen, R.* (1981), *In Situ Conservation of Crop Genetic Resources. A Report to the International Board for Plant Genetic Resources from the International Union Conservation of Nature*. Gland, Schweiz.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (1978), *Umweltgutachten 1978*. Stuttgart, Mainz.
- Schillinger, J.* (1981), *Die Bedeutung eines Naturschutzfonds*, in: *Deutscher Rat für Landespflege, Schriftenreihe* Heft 36, 535 - 539.
- Wolfram, G.* (1981), *The Sale for Development Rights and Zoning in the Preservation of Open Space: Lindahl Equilibrium and a case Study*. *Land Economics* 57, 398 - 413.