

Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften
der Naturwissenschaftlichen Fakultät III
der
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

„Zur Umsetzung von Artenschutz“

Eine ökologisch-ökonomische Analyse

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)

vorgelegt von

Diplom-Landschaftsökologin Kathleen Schwerdtner Máñez Costa
geb. am 08.09.1975 in Görlitz

Gutachter: Prof. Dr. Heinz Ahrens
Prof. Dr. Bernd Hansjürgens
Prof. Dr. Birgit Felinks

Verteidigung am: 21.04.2008

Halle/Saale 2008

urn:nbn:de:gbv:3-000013552

[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn%3Ade%3Agbv%3A3-000013552>]

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. Heinz Ahrens für die Übernahme des Erstgutachtens, Prof. Dr. Bernd Hansjürgens für die Übernahme des Zweitgutachtens, Prof. Dr. Birgit Felinks für die Übernahme des Drittgutachtens sowie Dr. Irene Ring und Dr. Johannes Schiller für die inhaltliche Betreuung und zahlreiche gute Gespräche.

Umfangreiche Unterstützung habe ich auch von vielen anderen Kolleginnen und Kollegen erfahren. Ich bedanke mich herzlich bei Marie Hanusch, Paul Lehmann, Dr. Frank Wätzold und Dr. Bernd Gruber sowie allen, die mir mit kleineren und größeren Beiträgen geholfen haben. Meine engsten Freunde haben mich durchs Zuhören, Korrekturlesen und Aufmuntern während dieser Arbeit stets begleitet: Maud Viehberg, Franziska Tanneberger, Kristin Neubert und Wanda Born waren immer für mich da.

Von ganzem Herzen bin ich meiner Frau María dankbar, für die Hilfe, Kritik und ihre Liebe, mit der sie mich durchs Leben begleitet. T'estime.

Diese Arbeit widme ich den Frauen meiner Familie:

Edith Exner, geborene Tischendorf,

Klara Schwerdtner, geborene Kilian,

und vor allem meiner Mutter: Evelyn Schwerdtner, geborene Exner (1944 – 1996).

Que vos vaja bé.

Osnabrück, den 11. November 2007.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	1
Tabellenverzeichnis	4
Abbildungsverzeichnis	5
1. Einleitung.....	7
1.1 Hintergrund.....	7
1.2 Problemstellung	9
1.3 Ziele der Arbeit.....	13
1.4 Aufbau der Arbeit.....	15
2. Theoretische Grundlagen.....	17
2.1 Ökonomische Bewertung als Grundlage für Artenschutz?	17
2.2 Die Grenzen der Bewertung	21
2.3 Ein alternativer Ansatz: Der Safe Minimum Standard.....	26
2.4 Die Ursachen für den Verlust von Arten	28
2.4.1 Direkte und indirekte Triebkräfte: Die „drivers“ von Artenverlusten.....	28
2.4.2 Die weltweite Situation.....	29
2.4.3 Die Situation in Mitteleuropa	32
2.5 Konzeptionelle Überlegungen zum Einsatz umweltpolitischer Instrumente....	35
2.6 Zusammenfassung	38
3. Konzepte zur Umsetzung von Artenschutz	39
3.1 Einleitung.....	39
3.2 Indikatorarten.....	42
3.3 Schirmarten.....	44
3.4 „Focal species“	48
3.5 „Keystone species“	51
3.6 Flaggschiffarten	54
3.7 Landschaftsarten	56
3.8 Das Zielartenkonzept.....	60
3.9 Zusammenfassung und Bewertung artenbasierter Konzepte.....	65
4. Umweltpolitische Instrumente im Artenschutz	69

4.1	Anknüpfungspunkte von Instrumenten im Artenschutz.....	69
4.2	Klassifikation umweltpolitischer Instrumente.....	71
4.3	Entwicklung von Kriterien für die vergleichende Instrumentenanalyse im Artenschutz.....	79
4.3.1	Ökologische Effektivität.....	81
4.3.2	Kosteneffektivität.....	86
4.3.3	Dynamische Anreizwirkung.....	92
4.3.4	Soziale Akzeptanz.....	93
4.3.5	Das Vorgehen bei der Auswahl von Instrumenten im Artenschutz.....	93
4.4	Vergleichende Instrumentenanalyse im Artenschutz.....	95
4.4.1	Ordnungsrechtliche Instrumente.....	95
4.4.2	Ökonomische Instrumente.....	105
4.4.3	Suasorische Instrumente.....	130
4.5	Zusammenfassung.....	134
4.6	Einige Anmerkungen zur Verbindung zwischen Kapitel 3 und 4.....	138
5.	Fallstudie: Der Fischotter in der Oberlausitz.....	141
5.1	Bezugsraum „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“.....	142
5.2	Der Fischotter als Stellvertreterart.....	144
5.2.1	Populationsentwicklung und ökologischer Hintergrund.....	144
5.2.2	Schutzstatus nach europäischem und deutschem Recht.....	146
5.2.3	Zielpopulation.....	146
5.3	Analyse der Gefährdungssituation.....	147
5.3.1	Gefährdungsfaktoren.....	147
5.3.2	Art- und situationsspezifische Charakteristika.....	151
5.3.3	Ansprüche an Instrumente.....	153
5.4	Maßnahmen und Instrumente für den Erhalt des Otters in der Oberlausitz ...	155
5.4.1	Instrumente für den Erhalt und die Schaffung von Habitaten.....	156
5.4.2	Instrumente gegen illegale Bejagung.....	164
5.4.3	Weitere Instrumente.....	174
5.4.4	Zusammenwirken der Instrumente.....	177
5.5	Zusammenfassung.....	178
6.	Zusammenfassung und offene Forschungsfragen.....	183

6.1	Zusammenfassung	183
6.2	Offene Forschungsfragen.....	185
7.	Summary	187
8.	Literatur	189

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich von Transaktionskostenklassifizierungen.....	88
Tabelle 2: Vergleich von Schutzgebietskategorien der IUCN und der BRD.....	98
Tabelle 3: Vergleich der Transaktionskostenkategorien	125
Tabelle 4: Schadensverteilung in Abhängigkeit von Raum und Zeit.....	127
Tabelle 5: Synthese von Instrumentenkategorien, Instrumententypen und Möglichkeiten der Ausgestaltung.....	138
Tabelle 6: Analyse der Gefährdungssituation und der Ansprüche an Maßnahmen und Instrumente für den Erhalt des Fischotters in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft.....	155
Tabelle 7: Habitatansprüche des Fischotters und geförderte Maßnahmen.....	159
Tabelle 8: Potentieller Wirkungsbereich von Instrumenten zum Erhalt des Fischotters auf weitere Stellvertreterarten.....	180

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Struktur der Dissertation.....	13
Abbildung 2: Anknüpfungspunkte von Instrumenten	71
Abbildung 3: Das Vorgehen bei der Auswahl von Instrumenten im Artenschutz.	94
Abbildung 4: Maßnahmen- und Instrumentenauswahl im Artenschutz.	135
Abbildung 5: Zahlungen für den „Otterbonus“ in der Oberlausitz von 2000 bis 2003..	162
Abbildung 6: Zahlungen für Otterschäden nach der Härtefallausgleichsverordnung in der Oberlausitz von 1996-2004.....	168
Abbildung 7: Vergleich der Kompensationszahlungen über den „Otterbonus“ und die Härtefallausgleichsverordnung von 2000-2003 mit dem potentiellen Maximalschaden in Sachsen.....	171

Abkürzungsverzeichnis

BfN	Bundesamt für Naturschutz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
FFH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FRAP	Framework for Biodiversity Reconciliation Action Plans
FSC	Forest Stewardship Council
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUCN	International Union for the Conservation of Nature
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
MASR	Millenium Ecosystem Synthesis Report
MVP	Minimum Viable Population
MSC	Marine Stewardship Council
NAK	Naturschutz und Erhalt der Kulturlandschaft
PVA	Populationsgefährdungsanalyse
SMS	Safe Minimum Standard
SLfL	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung für Globale Umweltveränderungen
WTO	World Trade Organisation
WWF	World Wide Found for Nature

1. Einleitung

Ours is the last generation that will have the chance to head off what seems certain to be a biological catastrophe orders of magnitude greater than which resulted in the extinction of the dinosaurs.

(Lunney et al. 2007)

1.1 Hintergrund

Die Blauracke (*Coracias garrulus*) galt einst als Charaktervogel der Oberlausitz und war bis in die 1960er Jahre in den flachen und leicht hügeligen Gebieten der Region weit verbreitet (CREUTZ 1964). Neben zunehmend atlantisch geprägten Sommern lösten umfangreiche Lebensraumveränderungen sowie direkte Verfolgung einen drastischen Bestandsschwund aus, so dass die Art nach einem letzten Brutversuch 1990 bundesweit ausgestorben ist (BAUER & BERTHOLD 1997:277). Ähnliche Bestandszusammenbrüche lassen sich für zahlreiche andere Arten nachweisen, beispielsweise den Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*), die Würfelnatter (*Natrix tessellata*) oder den Apollofalter (*Parnassius apollo*). Spezies, die vor 50-100 Jahren als gewöhnlich und weit verbreitet galten, sind heute stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht. Das „Mecklenburgische Kochbuch“ enthält in seiner Ausgabe von 1896 (RITZEROW 1896:272) noch ein Rezept zur Zubereitung von Großtrappen (*Otis tarda*), deren gesamtdeutsche Population 100 Jahre später auf etwa 70-80 Individuen gesunken ist.

Anthropogene Einflüsse haben dazu geführt, dass die natürliche Aussterberate von Arten auf das etwa 100-1000fache ihres ursprünglichen Wertes beschleunigt wurde (MARTENS ET AL. 2003). In einigen Organismengruppen sind bereits 5-20% aller Arten ausgestorben (CHAPIN ET AL. 2000). Dies ist kein neues Phänomen: In vielen Teilen der Welt fällt das Verschwinden großer Wirbeltiere – der so genannten Megafauna – unmittelbar mit der Ausbreitung steinzeitlicher Jäger zusammen (DIAMOND 2005:42). Auf dem australischen Kontinent rotteten die Aborigines bereits vor 50.000 Jahren diverse Spezies aus (BURNEY & FLANNERY 2006). Einige jüngere Artenverluste können exakt datiert werden, wie etwa das Ende des Riesenalks (*Alca impennis*). Das letzte bekannte Paar wurde 1844 im

Auftrag eines isländischen Händlers getötet, der die Bälge an das Museum in Kopenhagen verkaufte (ALBUS 2005:27).

Einen weltweiten Überblick zur aktuellen Gefährdungssituation der Artenvielfalt bieten die Roten Listen der IUCN¹. Sie erfassen Arten und Artengruppen in Abhängigkeit von ihrer Gefährdung in einem einheitlichen Schema von Gefährdungskategorien und bilden eine verbindliche Grundlage für Schutzaktivitäten. Im Jahr 2006 waren bei den Säugern 23% der in diesem Jahr evaluierten Arten gefährdet (IUCN 2006). Bei den Amphibien ist bereits jede dritte bekannte Art vom Aussterben bedroht (MENDELSON ET AL. 2006). Auch in Deutschland ist die Situation kritisch: Nach einer Studie des Bundesamtes für Naturschutz gelten 38% der Säugetiere und 37% der Brutvögel als bestandsgefährdet (BFN 2004).

Eine dieser gefährdeten Arten ist der Fischotter (*Lutra lutra*). Über Jahrhunderte als Konkurrent des Menschen intensiv verfolgt, galt die Art in weiten Teilen Mitteleuropas Anfang des 20. Jahrhunderts als ausgestorben. Seit dem Inkrafttreten der FFH-Richtlinie² 1992 genießt der Otter als prioritäre Spezies in allen EU-Ländern strengen Schutz. Mittlerweile zeigt er deutliche Ausbreitungstendenzen und seine Rückkehr gilt bereits als

¹ Die IUCN oder „World Conservation Union“ ist das weltweit größte Naturschutznetzwerk. 83 Staaten, 101 Regierungsorganisationen, mehr als 800 Nicht-Regierungsorganisationen und etwa 10.000 Wissenschaftler sind darin vertreten (siehe auch www.iucn.org).

² Richtlinie 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Text unter http://europa.eu.int/eurlex/de/consleg/pdf/1992/de_1992L0043_do_001.pdf)

eine der Erfolgsgeschichten im Artenschutz. Damit verbunden ist jedoch auch eine erneute Wiederbelebung jener Konflikte, die zur Gefährdung des Fischotter geführt hatten. Das unter dem 5. Rahmenprogramm geförderte EU-Projekt „Development of a Procedural Framework for Action Plans to Reconcile Conflicts between the Conservation of Large Vertebrates and the Use of Biological Resources: Fisheries and Fish-eating Vertebrates as a Model Case“ beschäftigte sich von 2003-2006 deshalb explizit mit dem Fischotter und anderen Arten in vergleichbaren Situationen (siehe auch www.frap-project.ufz.de). Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen dieses Projektes.

Die Problematik der Gefährdung und des Verlusts zahlreicher Arten hat in der Gesellschaft insbesondere seit den 1970er Jahren zu einer verstärkten Aufmerksamkeit geführt. Dies beweist die Vielzahl von Konventionen, Richtlinien und Gesetzen, die den Erhalt von Arten zum Ziel haben. Dazu gehören das Washingtoner Artenschutzabkommen, welches den Handel mit gefährdeten Arten regelt, die Bonner Konvention zum Erhalt wandernder Tierarten und die Ramsar-Konvention, deren Ziel der Schutz von Feuchtgebieten als Lebensraum für Wasser- und Watvögel ist. Von herausragender Bedeutung ist die Biodiversitätskonvention, die 1992 als „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ verabschiedet wurde. Sie hat zum Ziel, den Schutz aller Pflanzen- und Tierarten sowie ihrer Lebensräume weltweit zu sichern und eine nachhaltige Nutzung von Biodiversität zu ermöglichen. Für die Mitgliedsländer der Europäischen Union ist darüber hinaus die ebenfalls 1992 in Kraft getretene FFH-Richtlinie rechtlich bindend. Die Richtlinie „...hat zum Ziel, zur Sicherung der Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume...beizutragen.“ (Richtlinie 92/43 EWG, Artikel 2, Satz 1). Bestimmte natürliche Lebensraumtypen und Arten werden dabei aufgrund ihrer Gefährdung als prioritär eingestuft und sollen besonders geschützt werden. Ziel ist das Erreichen eines so genannten „günstigen“ Erhaltungszustands.

1.2 Problemstellung

Die gesellschaftliche Relevanz der Thematik Artenverluste und Artenschutz spiegelt sich in einer Vielzahl von Publikationen wider und spielt auch in der ökonomischen Literatur eine zunehmend stärkere Rolle. Eine der frühesten ökonomischen Arbeiten stammt von CLARK (1973). Er untersuchte, ob ein Fangverbot für Blauwale angestrebt werden sollte,

um eine Regeneration der Bestände zu ermöglichen und damit deren langfristige Nutzung zu gewährleisten. CLARK kam zu dem Ergebnis, dass aufgrund der geringen Wachstumsrate der Wale höhere Gewinne erzielt würden, wenn alle Tiere getötet und die Erlöse aus ihrem Verkauf anderweitig investiert würden. Er definierte den Wert eines Blauwales allerdings ausschließlich über den Marktpreis, der durch den Verkauf des Tieres erzielt wird. Der Nutzen anderer Funktionen, wie etwa die Rolle von Walen innerhalb eines Ökosystems, wurde nicht berücksichtigt.

Eine solche Vorgehensweise kann inzwischen als überholt gelten. Aktuelle Arbeiten versuchen, über die direkte Nutzung hinausgehende Werte zu erfassen und so optimale Nutzungs- bzw. Schutzstrategien zu identifizieren. Die ökonomische Bewertung von Arten ist inzwischen zu einem wichtigen Forschungsthema der Umwelt- und Ressourcenökonomik geworden (für einen Überblick, siehe NUNES & VAN DEN BERGH 2001). Damit sind jedoch erhebliche konzeptionelle und methodische Schwierigkeiten verbunden, die in Kapitel 2 dieser Arbeit ausführlich beschrieben werden. So wird etwa die Integration von natürlichen Ressourcen als homogener und substituierbarer Produktionsfaktor in neoklassische Modelle deren Besonderheiten nicht gerecht. Gerade Arten stellen aufgrund ihrer differenzierten Wachstumsraten keine homogene Ressource dar, zudem ist ihr „Verbrauch“ nur bis zu einem bestimmten Schwellenwert reversibel. Es erscheint deshalb sinnvoll, sie als eine Form von Naturkapital zu betrachten, die weitgehend komplementär zu anderen Kapitalarten ist (ausführlich dazu CHIESURA & DE GROOT 2003).

Ökonomische Bewertung kann deshalb nicht als Grundlage für die Ermittlung eines optimalen Maß an Artenschutz herangezogen werden, der Erhalt der Artenvielfalt muss vielmehr unabhängig davon gesichert werden (TURNER 1999, HAMPICKE 1992:311). Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung für Globale Umweltfragen sieht ebenfalls deutliche Grenzen für die Anwendung des ökonomischen Kalküls und fordert einen Mindestschutz für die Biosphäre (WBGU 1993 in WBGU 1999:65). Für den Artenschutz lässt sich daraus das Ziel des Erhalts von Populationen einer bestimmten Größe möglichst aller Arten ableiten. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur Implementierung dieses Ziels leisten.

Aufgrund der Vielzahl gefährdeter Arten ist ein umfassender Arterhalt jedoch mit erheblichen Kosten verbunden. Der WBGU schränkt seine Forderungen nach dem

Mindestschutz der Biosphäre daher insofern ein, als dass die dafür aufzuwendenden sozialen Kosten nicht inakzeptabel hoch sein dürfen (WBGU 1993 in WBGU 1999:65). Es ist Aufgabe einer ökonomischen Analyse, durch die Auswahl geeigneter Instrumente diese Kosten zu minimieren.

Aus einer ökonomischen Perspektive wird der Einsatz umweltpolitischer Instrumente im Biodiversitäts- und Artenschutz daher zunehmend diskutiert (z. B. FOX & NINO-MURCIA 2005, LANGPAP 2006). Die Tendenz geht zu einer Ergänzung ordnungsrechtlicher Vorschriften durch ökonomische und andere Instrumente, was bei Ökologen durchaus umstritten ist (kritisch dazu ROSALES 2005). Bislang liegt allerdings noch keine Arbeit vor, die in einer systematischen Form umweltpolitische Instrumente auf ihre Eignung für die Umsetzung von Artenschutzmaßnahmen untersucht. Eine zentrale Frage ist, welche Ansprüche an den Einsatz von Instrumenten im Artenschutz bestehen, und inwiefern sich diese von den Ansprüchen in anderen Bereichen (z.B. Emissionsschutz) unterscheiden.

Im der vorliegenden Arbeit wird versucht, den besonderen Bedingungen für Instrumente im Artenschutz durch die Entwicklung **art- und situationsspezifischer Charakteristika** gerecht zu werden. Als artspezifische Charakteristika werden mehr oder weniger unveränderliche Eigenschaften von Arten definiert, wie etwa die Geschwindigkeit ihrer Reproduktion. Unter situationsspezifischen Charakteristika werden aktuelle Kennzeichen der Gefährdung verstanden, zum Beispiel der Gefährdungsgrad. Die gemeinsame Betrachtung art- und situationsspezifischer Charakteristika ermöglicht die Beschreibung der individuellen Gefährdungssituation einer Art, die als Grundlage für die Auswahl umweltpolitischer Instrumente zur Umsetzung von Schutzmaßnahmen dienen soll.

Die zentralen Kriterien für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente sind **Effektivität** und **Kosteneffektivität**. Das Kriterium der Effektivität beurteilt, ob ein Instrument das gesetzte Ziel erreicht. Für das Kriterium der Kosteneffektivität existieren zwei gleichwertige Definitionen: (1) Ein Instrument bzw. eine Schutzmaßnahme x ist kosteneffektiver als ein Instrument y, wenn die Summe der dafür aufgewendeten Kosten zum Erreichen eines definierten Schutzzieles bei x geringer ist als bei y. (2) Ein Instrument x ist kosteneffektiver als ein Instrument y, wenn es ausgehend von einem definierten Budget mehr Artenschutz umsetzen kann (WÄTZOLD & SCHWERDTNER 2005).

Verschiedene Autoren haben sich bereits mit Fragen der Kosteneffektivität ausgewählter Instrumente bei der Umsetzung von Biodiversitäts- bzw. Artenschutzmaßnahmen

beschäftigt, z.B. ANDO ET AL. (1998), WU & BOGGESS (1999) oder JOHST ET AL. (2002), eine Übersicht findet sich in WÄTZOLD & SCHWERDTNER (2005). In diesen Arbeiten ist das Ziel entweder der Erhalt einer einzelnen Art (z.B. JOHST ET AL. 2002) bzw. einer definierten Gruppe von Arten (z.B. ANDO ET AL. 1998) zu minimalen Kosten (Definition 1). Andere Untersuchungen setzen sich mit der optimalen Allokation von Kosten auseinander, um ausgehend von einem festen Budget die Effektivität von Schutzmaßnahmen zu erhöhen (z.B. WU & BOGGESS 1999) (Definition 2). Die Auswahl der jeweiligen Spezies wird dabei nicht hinterfragt, es genügt, dass die betreffenden Arten aufgrund ihres Gefährdungstatus schutzwürdig sind.

Eine individuelle Berücksichtigung aller bedrohten Spezies ist jedoch kaum finanzierbar. Dieses Problem wird noch verstärkt durch die Tatsache, dass die zur Verfügung stehenden Mittel viel zu gering sind (BALMFORD ET AL. 2002). Artenschutz erfordert deshalb die sinnvolle Fokussierung von Schutzmaßnahmen auf prioritäre Arten, für deren Erhalt die begrenzten Mittel gezielt eingesetzt werden. Eine Prioritätensetzung setzt voraus, dass Kriterien für die Auswahl dieser Arten vorliegen. Diese können von ökonomischer Seite nicht vorgegeben werden, vielmehr ist dazu eine Einbeziehung ökologischer Ansätze nötig.

Ein solcher Ansatz sind die so genannten artenbasierten Konzepte (species-based concepts). Unter diesem Begriff wird eine Anzahl von Ansätzen zusammengefasst, die Kriterien für die Auswahl prioritär schützenswerter Arten liefern. Ziel ist, über Mitnahmeeffekte die Zahl der erhaltenden Arten zu maximieren. Bisher werden artenbasierte Konzepte in der Ökologie überwiegend auf einer abstrakten Ebene diskutiert (z.B. SIMBERLOFF 1998, ROBERGE & ANGELSTAM 2004) oder modelltheoretisch untersucht (z.B. ANDELMAN & FAGAN 2000, RONDININI & BOITANI 2006), wobei sich die Analysen in der Regel auf die Frage nach möglichen Mitnahmeeffekten beschränken. Konkrete Empfehlungen für die praktische Umsetzung von Schutzmaßnahmen werden hieraus nicht abgeleitet.

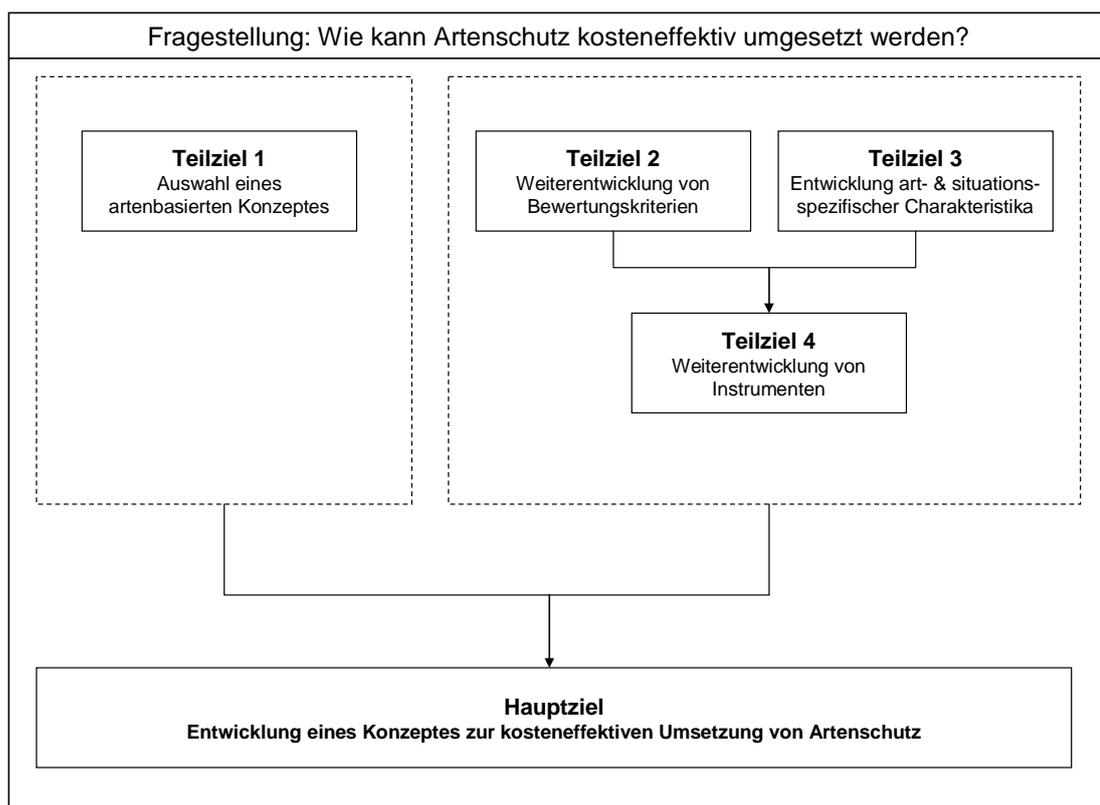
In dieser Verbindung liegt jedoch die Herausforderung für den Artenschutz. Die Entwicklung kosteneffektiver Schutzmaßnahmen für bestimmte Arten lässt die Frage unbeantwortet, ob es sich dabei um die „richtigen“ Arten handelt. Geht man davon aus, die Grundannahme artenbasierter Konzepte ist korrekt und es sei möglich, anhand bestimmter Kriterien die Spezies mit den höchsten Mitnahmeeffekten zu definieren, dann

verringert der Einsatz von Mitteln für nicht-repräsentative Arten deren mögliche Effektivität. Das bedeutet, dass die Frage nach der Artenauswahl am Anfang der Diskussion von Artenschutzmaßnahmen stehen sollte. Auf der anderen Seite ermöglicht die Verbindung der Auswahl von Arten über artenbasierte Ansätze mit den Erkenntnissen zur kosteneffektiven Umsetzung von Schutzmaßnahmen über umweltpolitische Instrumente die Einsparung von Mitteln, die dann für weitere Arten zur Verfügung stehen. Diese Lücke soll die vorliegende Arbeit füllen.

1.3 Ziele der Arbeit

Die Ziele der vorliegenden Arbeit können in ein **Hauptziel** und vier **Teilziele** untergliedert werden. Eine Darstellung findet sich in Abbildung 1.

Abbildung 1: Struktur der Dissertation



Hauptziel ist die Entwicklung eines ökologisch-ökonomischen Konzeptes, mit dessen Hilfe Artenschutz kosteneffektiv umgesetzt werden kann. Dies soll durch die Verknüpfung der Analyse für eine systematische Prioritätensetzung über artenbasierte

Konzepte (d.h. der Frage, welche Arten prioritär geschützt werden sollen) mit der Diskussion über umweltpolitische Instrumente für ihre Umsetzung erfolgen. In der Arbeit wird davon ausgegangen, dass die Grundannahme artenbasierter Konzepte korrekt ist: sie ermöglichen eine Prioritätensetzung im Artenschutz durch die Auswahl von repräsentativen Stellvertreterarten. Deren gezielter Schutz führt zu Mitnahmeeffekten für weitere Arten. Die begrenzten Mittel werden dadurch so eingesetzt, dass die Anzahl der erhaltenen Arten möglichst maximal ist.

In der Literatur werden insgesamt sechs verschiedene artenbasierte Konzepte diskutiert, deren Eignung für die Auswahl prioritärer Arten unterschiedlich ist. Das **1. Teilziel** der Arbeit besteht darin, ausgehend von einer umfangreichen Literaturanalyse ein geeignetes artenbasiertes Konzept auszuwählen. Jedes Konzept wird im Hinblick auf zwei Fragen untersucht:

(1) Ermöglicht es eine zielgenaue Auswahl von Stellvertreterarten und damit eine Fokussierung eingesetzter Mittel sowie die Überprüfung des angestrebten Schutzzieles?

(2) Führt der Schutz dieser Arten zu maximalen Mitnahmeeffekten für weitere Arten und erhöht damit die Kosteneffektivität der eingesetzten Mittel?

Die Auswahl eines artenbasierten Konzeptes bildet den ökologischen Teil der Einwicklung eines ökologisch-ökonomischen Konzeptes. Der überwiegend ökonomische Teil besteht in der Auswahl geeigneter umweltpolitischer Instrumente. Daher werden als **2. Teilziel** der Arbeit die Bewertungskriterien für Instrumente diskutiert und weiterentwickelt, so dass sie im Artenschutz herangezogen werden können. Angesichts des Hauptzieles der Arbeit liegen die Schwerpunkte dabei auf den Kriterien der Effektivität und der Kosteneffektivität.

Das **3. Teilziel** der Arbeit ist die Entwicklung art- und situationsspezifischer Charakteristika, mit deren Hilfe individuelle Gefährdungssituationen beschrieben, aber auch Gemeinsamkeiten klassifiziert werden können, die der Auswahl von Instrumenten dienen.

Auf der Grundlage der verbesserten Bewertungskriterien sowie der art- und situationsspezifischen Charakteristika werden umweltpolitische Instrumente für die Umsetzung von Artenschutzmaßnahmen weiterentwickelt. Dies ist das **4. Teilziel** der Arbeit. Ein wesentlicher Schwerpunkt liegt dabei auf Schadenskompensationen, weil

trotz der gestiegenen Bedeutung für den Erhalt bestimmter Arten bislang keine konzeptionelle Grundlage für ihren Einsatz vorliegt.

1.4 Aufbau der Arbeit

Im **Kapitel 2** werden die theoretischen Grundlagen der Arbeit vorgestellt. Dies dient der konzeptionellen Einordnung und Abgrenzung als Vorbereitung der weiteren Kapitel.

In **Kapitel 3** erfolgt die Auswertung der Literatur zu artenbasierten Konzepten, Ziel ist die Auswahl eines artenbasierten Konzeptes (Teilziel 1). Das stellt die Grundlage für die im nächsten Kapitel erfolgende Entwicklung eines ökologisch-ökonomischen Konzeptes zur Umsetzung von Artenschutz dar (Hauptziel).

In **Kapitel 4** werden umweltpolitische Instrumente zunächst allgemein beschrieben. Im Anschluss folgen die Weiterentwicklung von Bewertungskriterien (Teilziel 2) sowie die Definition art- und situationsspezifische Charakteristika (Teilziel 3). Darauf aufbauend erfolgt die Untersuchung und Weiterentwicklung umweltpolitische Instrumente für eine Anwendung im Artenschutz (Teilziel 4) mit einem Schwerpunkt auf Schadenskompensationen.

In **Kapitel 5** wird das entwickelte Konzept auf ein empirisches Beispiel angewendet. Gegenstand ist der Erhalt des Fischotters (*Lutra lutra*) in der Oberlausitz. Anhand des Beispiels wird überprüft, ob die in der Arbeit entwickelten und verbesserten Bewertungskriterien und art- und situationsspezifischen Charakteristika für die Auswahl von Instrumenten zum Schutz des Fischotters genutzt werden können. Darüber hinaus soll geklärt werden, ob die weiterentwickelten Instrumente tatsächlich geeignet sind, den Erhalt dieser repräsentativen Art zu gewährleisten. Entsprechend der theoretischen Grundlagen aus Kapitel 4 spielen Schadenskompensationen eine zentrale Rolle.

Die Zusammenfassung der Arbeit sowie die Darstellung offener Forschungsfragen erfolgen in **Kapitel 6**.

Kapitel 7 enthält eine englische Zusammenfassung der Arbeit.

2. Theoretische Grundlagen

In diesem Kapitel werden die theoretischen und konzeptionellen Grundlagen der Arbeit beschrieben. Zunächst wird die Rolle der ökonomischen Bewertung bei der Zielfindung im Artenschutz erläutert. Danach wird mit dem „Safe Minimum Standard“ eine Alternative zur gängigen ökonomischen Optimierung vorgestellt. Daran schließt sich eine Beschreibung der Ursachen von Artenverlusten an. Das Kapitel endet mit der Einführung der grundlegenden Theorien für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente zur Reduzierung von Artenverlusten.

2.1 Ökonomische Bewertung als Grundlage für Artenschutz?

Die neoklassische Ökonomik basiert auf einer anthropozentrischen und utilitaristischen Sichtweise. Moralisch berücksichtigt werden ausschließlich Menschen, alle anderen Bestandteile der Umwelt dienen der Erfüllung menschlicher Bedürfnisse und haben einen instrumentellen Wert. In diesem neoklassischen Rahmen sind Dinge nur dann wertvoll, wenn Menschen sie erstrebenswert finden und bereit sind, etwas dafür zu bezahlen (CHEE 2004).

Ausgangspunkt ökonomischer Wertschätzung sind stets die Präferenzen von Individuen. Es wird angenommen, dass diese eine Maximierung ihres individuellen Nutzes anstreben. Jedes Individuum wird demnach diejenige Handlungsalternative wählen, welche ihm den höchsten Nutzen stiftet (WBGU 1999:50). Ausgedrückt wird dies über die Zahlungsbereitschaft, also der Menge p_x eines Zahlungsmittels, die jemand bereit ist für q_x Einheiten eines Gutes x aufzubringen (VON BÖVENTER & ILLING 1997:263). Auf Märkten werden diese Entscheidungen über Preise sichtbar, die sich in der Konkurrenz um die Nutzung knapper Güter bilden. Der Marktpreis ist also der Indikator für die Knappheit eines Gutes. Er bildet sich aus den verfügbaren Mengen von Gütern und der darauf gerichteten Nachfrage aller Akteure (FRITSCH ET AL. 2005:7). In Abwesenheit von Märkten führen demnach die fehlenden Marktpreise dazu, dass eine eventuelle Knappheit dieser Güter nicht angezeigt wird. Dies ist ein zentrales Problem öffentlicher Güter, zu denen – mit gewissen Einschränkungen – auch die Artenvielfalt gehört.

Öffentliche Güter stellen das Gegenstück zu privaten Gütern dar. Sie unterscheiden sich von diesen durch zwei Merkmale: das Nicht-Ausschlussprinzip und die Nicht-Rivalität im Konsum. Ersteres besagt, dass öffentliche Güter vollständig von „x“ Wirtschaftssubjekten konsumiert werden können. Nicht-Rivalität bedeutet, dass eine Erhöhung von „x“ keinen Einfluss auf das Konsumniveau jedes einzelnen hat (FEES 2004:481). Beide Merkmale führen dazu, dass öffentliche Güter privat nicht oder nicht ausreichend angeboten werden, so dass sich kein Markt für sie bildet (ZIMMERMANN & HENKE 2001:444). Dies lässt sich auf den Unterschied in der Effizienzbedingung ihrer Bereitstellung zurückführen: Für private Güter gilt, dass die Grenzkosten der Produktion dem Grenznutzen im Konsum entsprechen müssen. Entscheidend ist der Grenznutzen eines Konsumenten, da andere Konsumenten von Konsum des Gutes ausgeschlossen werden können. Für die Produktion eines öffentlichen Gutes gilt dagegen, dass die Summe der Grenznutzen aller Konsumenten die Grenzkosten der Produktion decken muss. Aufgrund der Nicht-Rivalität mindert der Konsum des Gutes durch einen Konsumenten aber nicht den Konsum anderer, die Preis-Grenzkosten-Regel gilt damit nur für den ersten Konsumenten. Die Grenzkosten aller weiteren Konsumenten sind gleich Null. Damit entfällt die Lenkungsfunktion des Marktpreises (ZIMMERMANN & HENKE 2001:444), die tatsächliche Nachfrage nach dem Gut wird nicht angezeigt.

Es ist das Ziel ökonomischer Bewertung, die in der Gesellschaft implizit vorhandenen Wertschätzungen für öffentliche Güter abzubilden, um die Nutzenstiftungen verschiedener politischer Handlungsalternativen erfassen und bewerten zu können. Damit soll eine Grundlage für politische Entscheidungen geschaffen werden (WBGU 1999:50). Um die Gesamtheit aller Werte solcher Güter zu erfassen, wurde das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes oder „Total Economic Value“ entwickelt (PEARCE & TURNER 1990:141), mit dessen Hilfe unterschiedliche Wertekategorien erfasst und aggregiert werden können. Beim ökonomischen Gesamtwert werden zunächst nutzungsabhängige Werte von nutzungsunabhängigen Werten unterschieden. Nutzungsabhängige Werte können weiter in direkte und indirekte nutzungsabhängige Werte unterteilt werden. Direkte nutzungsabhängige Werte von Arten sind beispielsweise Holz, Fleisch oder Fisch. Indirekte nutzungsabhängige Werte entsprechen verschiedenen Serviceleistungen, wie die Sauerstoffproduktion grüner Pflanzen, die Humusbildung von Bakterien oder die Rolle einer Art innerhalb einer Nahrungskette. Nutzungsunabhängige Werte setzen sich aus dem Existenzwert und dem Vermächtniswert zusammen. Ersterer

beschreibt den Nutzen, den jemand aus dem Wissen um die Existenz einer Art zieht, und zwar unabhängig davon, ob er sie je sehen wird. Der Vermächtniswert steht für die Zahlungsbereitschaft von Individuen mit dem Ziel, eine Art für andere Menschen oder spätere Generationen zu erhalten. Zwischen nutzungsabhängigen und nutzungsunabhängigen Werten liegt der Optionswert (BORN ET AL. 2005), andere Autoren ordnen diesen Wert den nutzungsabhängigen Werten zu (siehe WBGU 1999:54). Der Optionswert entspricht der Zahlungsbereitschaft, die jemand hat, um den zukünftig möglichen Nutzen einer Art zu erhalten.

Existieren Marktpreise für Arten, spiegeln sie in der Regel nur einen Teil ihres gesamten Wertes wider, nämlich den direkten nutzungsabhängigen Wert (z.B. Holz, Fleisch oder Fisch). In solchen Fällen ist der Preis für das Gut und sein ökonomischer Wert nicht equivalent. Auch Güter ohne einen Preis können einen positiven ökonomischen Wert haben (HANEMAN 2006:62). Da dies jedoch ohne spezielle Bewertungsmethoden nicht ersichtlich ist, wird der Nutzen von Arten bei fehlenden Preisen häufig unterbewertet. Kosten-Nutzen-Analysen, die teuren Artenschutzmaßnahmen den vermeintlich geringen Nutzen gegenüberstellen, empfehlen zwangsläufig zuwenig Artenschutz. Dadurch kommt es zu einer Fehlallokation von Produktionsfaktoren: die Investitionen in den Artenschutz sind geringer, als sie bei einer vollständigen Berücksichtigung des von Arten erbrachten Nutzens sein würden.

Diese gesellschaftliche Unterbewertung des durch Arten generierten Nutzens lässt sich durch ihren überwiegenden öffentlichen Gutcharakter erklären. Arten stellen jedoch kein homogenes Gut dar, vielmehr liefern sie eine Vielzahl von Serviceleistungen, die größtenteils als öffentliche, teilweise aber auch als private Güter oder eine Mischform beider Kategorien beschrieben werden können. So lässt sich etwa die Gefährdung von Arten, deren direkte nutzungsabhängige Werte im Vordergrund stehen (z.B. Fischbestände) darauf zurückführen, dass es sich dabei nicht um reine öffentliche Güter handelt. Hier trifft zwar das fehlende Ausschlussprinzip zu, jedoch tritt Rivalität im Konsum auf. Jeder Nutzer hat einen Anreiz, die Bestände schnell auszubeuten, damit ihm kein anderer zuvor kommt. Solche Güter werden als quasi-öffentliche Güter bzw. „Common-Pool-Ressourcen“ bezeichnet (CANSIER & BAYER 2003:114).

Für die Bereitstellung öffentlicher Güter ist relevant, dass aufgrund des fehlenden Ausschlussprinzips starke Anreize für ein Freifahrerverhalten vorliegen. Da jeder

uneingeschränkt von erfolgreichen Artenschutzmaßnahmen profitieren kann – und zwar ohne dafür zahlen zu müssen – ist es ökonomisch rational, keine Zahlungsbereitschaft für Artenschutz zu äußern. Umgekehrt kann jemand, der einen Beitrag zum Artenschutz leistet davon ausgehen, dass er zwar die vollen Grenzkosten dafür trägt, sein persönlicher Grenznutzen jedoch sehr gering ist. Wenn genügend Akteure sich so verhalten, erscheint die Nachfrage nach Artenschutzmaßnahmen offensichtlich gering.

Das Vorliegen öffentlicher Güter ist stets mit externen Effekten verbunden, die von PIGOU bereits 1920 beschrieben wurden, wobei dieser noch keine Differenzierung zwischen positiven und negativen externen Effekten vornahm. FEES (2004:485) definiert externe Effekte wie folgt: „Ein externer Effekt liegt vor, wenn in die Nutzen- oder Produktionsfunktion der Wirtschaftssubjekte i die Variable y_i eingeht, die von anderen Wirtschaftssubjekten j gewählt wird, ohne die Auswirkungen auf i zu beachten und ohne die Existenz marktlicher oder sonstiger Vertragsbeziehungen zwischen i und j .“. Vereinfacht ausgedrückt heißt das, dass die Auswirkungen wirtschaftlicher Aktivitäten eines Akteurs i den Nutzen anderer Akteure j erhöhen oder reduzieren, ohne dass dies über den Markt erfasst wird. Die Folge ist, dass i diesen Nutzen bzw. diese Kosten in seiner Kalkulation nicht berücksichtigt. Für den Artenschutz sind sowohl externe Nutzen als auch externe Kosten relevant, wie das folgende Beispiel erläutert.

Ein Teichwirt in der Oberlausitz bewirtschaftet seine Karpfenteiche extensiv (d.h. mit geringer Besatzdichte, natürlichem Uferbewuchs, ohne Anwendung von chemischer Düngung etc.). Dadurch schafft er Habitate für den Fischotter, an dessen Anwesenheit sich zahlreiche Naturliebhaber erfreuen. Seine Einkünfte stammen allerdings nur aus dem Verkauf von Karpfen, der zusätzliche geschaffene (externe) Nutzen durch Fischotter wird ihm nicht entlohnt. Nun wechselt der Besitzer der Teiche und stellt auf intensive Fischproduktion um. Dabei zerstört er Fischotterhabitate, was den Nutzen der Otterfreunde stark reduziert. Dieser entgangene Nutzen (auch als externe Kosten bezeichnet) fällt in seiner privaten Kostenkalkulation nicht ins Gewicht. Die Höhe externer Effekte, egal ob positiv oder negativ, lässt sich deshalb mit der Differenz zwischen den privaten und den sozialen Kosten einer Handlung beschreiben. Ihr Vorliegen ist ein zentraler Grund für die Unterversorgung mit Artenschutz, einem klassischen öffentlichen Gut.

SAMUELSON entwickelte 1954 in seinem berühmten Aufsatz „The pure theory of public expenditure“ die Theorie zur optimalen Verteilung öffentlicher Güter. Sie bildet eine theoretische Grundlage für den Artenschutz, aus der sich eine einfache Politikempfehlung ableiten lässt: Das optimale Maß an Artenschutz lässt sich ermitteln, indem alle durch Arten generierten Werte aggregiert und genau so viele Schutzmaßnahmen durchgeführt werden, bis deren Kosten dem Wert der gesamten Artenvielfalt entsprechen (VOGEL 1997:2). Das Problem dieser Vorgehensweise liegt darin, dass der Wert von Arten aus den beschriebenen Gründen nicht oder nur unvollständig über Marktpreise ersichtlich ist.

Um dieses Problem zu lösen, wurden seit den 1970er Jahren verschiedene Methoden der nicht marktlichen Bewertung (nonmarket valuation) entwickelt, woraus bald ein eigenständiger Bereich der Ökonomik entstand (HANEMAN 2006:62). Sie basieren entweder auf der Erfassung von offenbarten Präferenzen (revealed preferences) oder angegebenen Präferenzen (stated preferences). Die Methoden der offenbarten Präferenzen suchen Ersatzmärkte, um aus dem Konsum eines Marktgutes Rückschlüsse auf die Präferenzen für den damit verbundenen Konsum eines anderen Gutes zu ziehen. Ein Beispiel ist die Reisekostenmethode, die unter anderem für die Bewertung von Schutzgebieten eingesetzt wird. Aus der Erfassung der aufgewendeten Kosten zum Besuchen des Schutzgebietes (Fahrkosten, Eintrittsgebühr etc.) wird die Nachfrage für das Schutzgebiet abgeleitet.

Die Methoden der angegebenen Präferenzen simulieren hypothetische Märkte, auf deren Grundlage die Nachfrage nach einem öffentlichen Gut durch Interviews und/ oder Fragebögen erfasst wird (HANLEY ET AL. 2001:47, GARROD & WILLIS 1999:17 ff). Erfragt wird entweder die Zahlungsbereitschaft von Konsumenten für den Erhalt eines Gutes oder ihre Kompensationsforderung beim Verzicht darauf. Lässt sich also mit Hilfe von ökonomischer Bewertung ermitteln, wie viel Artenschutz optimal ist?

2.2 Die Grenzen der Bewertung

Die ökonomische Bewertung nicht marktgängiger Güter trägt zweifellos dazu bei, das Wissen um den Wert von Arten und Ökosystemen zu vergrößern. Sie stellt damit eine wichtige Grundlage für deren bessere Berücksichtigung bei politischen Entscheidungen

dar. Eine Anzahl konzeptioneller und methodischer Aspekte schränkt ihren Anwendungsbereich jedoch klar ein. Diese Aspekte sind:

- 1) fehlendes Wissen in Bezug auf die Funktionen von Arten in Ökosystemen,
- 2) Unsicherheit hinsichtlich zukünftiger Nutzungsmöglichkeiten,
- 3) Unsicherheit hinsichtlich möglicher Präferenzen zukünftiger Generationen,
- 4) mangelnde Substituierbarkeit von Serviceleistungen,
- 5) Irreversibilität von Artenverlusten.

Zu (1): Mit dem Konzept der Resilienz wird die Fähigkeit eines (Öko-) Systems beschrieben, seine charakteristischen Muster, Strukturen, Funktionen und Prozesse trotz Störungen aufrechtzuerhalten. Welche Rolle Arten dabei spielen, ist weitgehend unbekannt. WALKER (1992) beschreibt dies folgendermaßen: Während einige Arten als Determinanten bzw. „Treiber“ eines Systems fungieren, sind andere nur „Passagiere“ und damit funktionell redundant. Der Verlust von „Treibern“ kann deshalb weitere Artenverluste nach sich ziehen, während der Verlust von „Passagieren“ meist keinen Einfluss auf das System hat. Nur von wenigen Arten ist bekannt, ob sie als „Treiber“ oder als „Passagiere“ fungieren. Erschwerend kommt hinzu, dass die Rolle als „Treiber“ oder „Passagier“ offensichtlich zeitabhängig und situationsspezifisch ist. „Passagiere“ können damit zu „Treibern“ werden (WALKER 1992, CARPENTER & COTTINGHAM 1997). Der Erhalt funktionell redundanter Arten kann deshalb als eine Versicherung für die Funktionalität von Ökosystemen betrachtet werden (ENDRES & BERTRAM 2004:13, PEARCE & TURNER 1990:51).

GORKE (1992:29) geht davon aus, dass es angesichts der Komplexität von Ökosystemen ohnehin unmöglich ist, mehr als einen Bruchteil der Beziehungsstrukturen zwischen den einzelnen Komponenten zu erfassen. Welche unvorhersehbaren Auswirkungen der Verlust einer Art nach sich ziehen kann, erläutert BLOCKSTEIN (1998) am Beispiel der Wandertaube (*Ectopistes migratorius*). Es wird vermutet, dass die in Schwärmen von 1 bis 2 Milliarden Individuen auftretenden Vögel (ALBUS 2005:14) durch Nahrungskonkurrenz einen entscheidenden Faktor für die Populationsentwicklung bestimmter Mäusearten bildeten. Diese Mäuse werden als Zwischenwirte von mit Borreliose infizierten Zecken genutzt, die den Menschen als einen möglichen Endwirt haben. Als Folge der fehlenden Taubenschwärme können sich die Mäuse und mit ihnen

die Zecken unbeeinflusst ausbreiten. Der Verlust der Wandertaube wird deshalb als eine mögliche Erklärung für die Zunahme von Borreliose beim Menschen im 20. Jahrhundert gesehen (BLOCKSTEIN 1998). Solche unbekannt Funktionen bzw. Auswirkungen können durch ökonomische Bewertungsmethoden nicht erfasst werden.

Zu (2): Hinsichtlich der zukünftigen Nutzungsmöglichkeiten von Spezies herrscht Unsicherheit. Niemand kann ausschließen, dass eine scheinbar nutzlose Art sich zu einem späteren Zeitpunkt als wertvoll erweist. Obwohl fast jedes dritte Arzneimittel auf Pflanzenwirkstoffen basiert, wurden nur wenige Prozent aller Pflanzenarten auf ihre chemischen Inhaltsstoffe untersucht (HAMPICKE 1994). Immer wieder führt das so genannte „screening“, die systematische Suche nach wirksamen Substanzen bei Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen zur Entdeckung bislang unbekannter Wirkstoffe, die beispielsweise in der Krebstherapie umfangreiche Anwendung finden (DA ROCHA ET AL. 2001). Über den Optionswert soll die Zahlungsbereitschaft von Individuen für mögliche zukünftige Werte von Arten erfasst werden. Eine solche Angabe muss jedoch in keiner Relation mit dem tatsächlichen potentiellen Wert übereinstimmen, über den – per Definition – nichts bekannt ist.

Zu (3): Das dritte Argument für den Erhalt von Arten sind die möglichen Präferenzen zukünftiger Generationen. Stirbt eine Art aus, betrifft dies nicht nur die jetzigen, sondern auch alle zukünftigen Generationen. Es ist gut möglich, dass diese andere Präferenzen haben und zukünftige Wertschätzungen möglicherweise höher ausfallen als die heutiger Menschen (CHAPIN ET AL. 2000). Besonders der endgültige Verlust von Arten könnte bedauert werden, wie in folgendem Zitat der Verlust des Riesenalks (*Alca impennis*): „Die „Welt“ des Riesenalks ist mit ihm untergegangen. Die Rufe der Riesenalke, die Bettellaute ihrer Jungen, deren Aufzucht, ihre Revierkämpfe, ihre Droh-, Prah- und Beschwichtigungsposen, ihre Tauchmanöver und Fressgewohnheiten, ihre Partnerputz-Rituale, ihr Zusammenhalt, alles, was sie auszeichnete, wird auf immer ein Rätsel bleiben.“ (ALBUS 2005:35).

Zu (4): Grundlage jeder ökonomischen Bewertung ist eine Substituierbarkeit des jeweiligen Gutes. Die Annahme von Substitutivität zwischen nutzenstiftenden Gütern stellt ein konstituierendes Element der neoklassischen Wirtschaftstheorie dar (PEARCE & TURNER 1990:49, ENDRES & BERTRAM 2004:6). Die Richtigkeit dieser Annahme muss jedoch im Zusammenhang mit der Rolle von Arten in Ökosystemen angezweifelt

werden. Da jede Art ganz spezifische Aufgaben erfüllt, wäre sie nur durch eine genetisch identische Art substituierbar, was dann allerdings keine andere Art mehr ist (WBGU 1999:62).

Dies soll am Beispiel der Wale erläutert werden. Sie dienten ursprünglich der Gewinnung zahlreicher Rohstoffe, vor allem Tran, Walrat, Ambra und Barten. Daraus wurden Fette, Seifen, Lederpflegemittel, Brennstoffe, Parfüme, Fischbein und viele andere Produkte hergestellt. Alle Rohstoffe konnten früher oder später durch alternative Produkte ersetzt werden. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts spielt nur noch Walfleisch eine – allerdings untergeordnete – Rolle in einigen Ländern, wie Norwegen oder Japan. Erst in jüngerer Zeit wurde jedoch die Rolle von Walen bzw. toten Walen in der Tiefsee erforscht. Inzwischen sind über 21 Makroorganismen bekannt, die ausschließlich an Walkadavern auftreten, die in der nährstoffarmen Tiefsee eine der wenigen Quellen organischen Materials sind (SMITH & BACO 2003). Über Auswirkungen des Aussterbens von Walen, dem damit verbundenen Ausbleiben von Walkadavern sowie möglichen Folgen für die Lebensgemeinschaften der Tiefsee kann nur spekuliert werden. Eine technische Substitution der Funktion toter Wale scheint jedoch ausgeschlossen.

Davon zu unterscheiden ist die mangelnde Substituierbarkeit von Gütern mit einem inhärenten Wert. LERCH (2003:124) erläutert dies anhand einer kaputten Taschenuhr seines Urgroßvaters, die sich durch keine andere ersetzen lässt. Ihr Wert hat nichts mit ihrer Funktion zu tun – die Uhr ist kaputt – sondern liegt in ihr selbst. Auch bei Arten lassen sich Beispiele für inhärente Werte finden: Nimmt man an, für einen Bewohner der Oberlausitz sei sein Heimatgefühl unmittelbar an die Anwesenheit einer bestimmten Art gekoppelt (z.B. der Blauracke), dann fehlt als Folge ihres Verschwindens ein wesentlicher Faktor für das Heimatempfinden. Wenn dieses fehlende Heimatgefühl nicht durch etwas anderes kompensiert werden kann, dann liegt hier ein Fall von nicht substituierbarem Nutzen vor (HAMPICKE 1991:89, ROTHGANG 1997:45). Sowohl die Taschenuhr als auch die Blauracke werden um ihrer selbst willen geschätzt, sie sind einzigartig und damit nicht substituierbar.

Zu (5): Der Aspekt der Irreversibilität spielt eine zentrale Rolle in der Diskussion um die Grenzen ökonomischer Bewertung, denn er verstärkt alle genannten Punkte um ein Vielfaches. Entscheidungen, die Auswirkungen auf das Überleben von Arten haben, können nicht rückgängig gemacht werden, wenn sie sich zu einem späteren Zeitpunkt als

falsch herausstellen sollten. Dies ist der wichtigste Unterschied zu anderen öffentlichen Gütern, wie das folgende Beispiel illustriert: „...For example, if we overshoot or undershoot the optimal provision of, say, schoolhouses... then we can always correct our mistakes and readjust to the optimal level (albeit, even here there is irreversible loss of childhood development). However, in the case of biological diversity... we cannot correct our mistakes because extinction is, to repeat the cliché, forever.” (VOGEL 1997:8).

Aus den genannten Aspekten lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

(1) Obwohl durch die verschiedenen ökonomischen Bewertungsmethoden zumindest ein Teil des durch Arten erbrachten Nutzens erfasst werden kann, gibt es klare Grenzen für ihre Anwendung. Die ermittelten Werte sollten deshalb stets als Schätzungen betrachtet werden, die ein sehr unvollständiges Bild und allenfalls die untere Grenze des tatsächlichen Wertes wiedergeben (NUNES & VAN DEN BERGH 2001).

(2) NUNES & VAN DEN BERGH (2001) halten den Einsatz von ökonomischer Bewertung nur dann für sinnvoll, wenn (a) ein konkretes Szenario mit Veränderungen formuliert wird, (b) ein multidisziplinärer Ansatz zur Identifizierung der durch die Veränderung ausgelösten direkten und indirekten Effekte gewählt wird und (c) die zu bewertende Veränderung klar definiert und nicht zu groß ist. Daraus folgt, dass bereits die Bewertung einer Art aus methodischen und konzeptionellen Gründen problematisch ist, eine umfassende ökonomische Bewertung des Nutzens aller Arten ist nicht durchführbar. Damit entfällt eine zentrale Voraussetzung zur Anwendung der Samuelsonschen Theorie auf den Artenschutz, das optimale Maß von Artenschutzmaßnahmen ist nicht ermittelbar.

(3) TURNER (1999) geht deshalb davon aus, dass der Erhalt von Arten unabhängig von ökonomischer Bewertung gesichert werden muss. CHAPIN ET AL. (2000) bezeichnen die möglichst umfassende Vermeidung weiterer Artenverluste als eine konservative Strategie, die der Sicherung von Nutzungsmöglichkeiten durch heutige und zukünftige Generationen dient. Auch VOGEL (1997:10) schreibt: „Hence, the short-run solution is to conserve whatever species diversity remains...”.

Als potentielle Alternative zur Definition eines Optimums, auf deren Grundlage der Gesamtschutz aller Arten ermöglicht werden kann, wird im folgenden Abschnitt der “Safe Minimum Standard” (CIRIACY-WANTRUP 1952) vorgestellt.

2.3 Ein alternativer Ansatz: Der Safe Minimum Standard

Standardökonomische Vorgehensweisen stoßen bei der Beantwortung der Frage nach einem optimalen Artenschutzlevel offensichtlich an ihre Grenzen. Wenn sich wie im vorliegenden Fall die Problematik öffentlicher Güter mit Irreversibilitäten und andere Faktoren verbindet, bleibt eine außerökonomische Zielsetzung die einzig praktikable Möglichkeit. Einen ökologischen Rahmen für die soziale Marktwirtschaft forderte BONUS schon 1979. PEARCE bezeichnet das Wirtschaften innerhalb ökologischer Grenzen auch als „ecologically bounded economy“ (PEARCE 1987:9). Der WBGU spricht in diesem Zusammenhang von „verbindlichen Leitplanken für die Anwendung des Kosten-Nutzen-Kalküls“ (WBGU 1999:65).

Als Alternative zum Optimalitätskriterium entwickelte CIRIACY-WANTRUP bereits 1952 den „Safe Minimum Standard of Conservation“, der für einen Mindestschutz von unterhalb eines Schwellenwertes nicht regenerierbaren Ressourcen (so genannte „flow resources“) steht. Zukünftigen Generationen soll dadurch die Entstehung unzumutbarer Kosten durch irreversible Verluste erspart werden. Der „Safe Minimum Standard“ stellt jedoch keine absolute Handlungsmaxime dar, vielmehr ist er durchaus kostensensitiv. BISHOP (1978) bezeichnet ihn deshalb als eine kostenabhängige Handlungsnorm und definiert seine Anwendung folgendermaßen: „...the SMS should always be adopted unless the social costs of doing so are unacceptably large.“ (BISHOP 1978:10). Die sozialen Kosten des „Safe Minimum Standard“ entsprechen den Opportunitätskosten der Nutzung, auf die zugunsten der Einhaltung eines solchen Standards verzichtet wurde. Der durch den Artenschutz erzielte Nutzen müsste von den sozialen Kosten des SMS subtrahiert werden (CROWARDS 1998), wobei diesem Vorgehen durch die in 2.2 beschriebenen Gründe Grenzen gesetzt sind. Ob die Kosten der Umsetzung des „Safe Minimum Standard“ von der Gesellschaft als akzeptabel angesehen werden, kann nicht durch eine ökonomische Analyse beantwortet werden (BISHOP 1978). Vielmehr setzt dies einen politischen Konsens über die zur Verfügung stehenden Gelder voraus (BERRENS ET AL. 1999).

Im Artenschutz verlangt eine Anwendung des SMS die Beantwortung der Frage, wie viel an potentieller Nutzenstiftung verlorenght, wenn ein sicherer Mindestschutz von Arten gewährleistet wird. Geht man davon aus, dass jede Art einen positiven Wert hat, vermeidet die Konzentration auf Opportunitätskosten die Probleme einer systematischen

Nutzenerfassung. Die Beweislast, dass die Kosten tatsächlich unakzeptabel hoch sind, liegt bei demjenigen, der die artenvernichtende Nutzungsalternative präferiert (WBGU 1993, in WBGU 1999:65). Damit sind nicht nur Arten zu erhalten, deren Nutzen erwiesen ist, sondern eine zukunftsbewusste Gesellschaft sollte die irreversible Ausrottung nur für eindeutig schädliche Arten erwägen (pathogene Bakterien). Da dies für höhere Arten kaum zutreffen dürfte und Arterhalt ohnehin fast immer in einem Ökosystem erfolgt, lässt sich aus dem „Safe Minimum Standard“ die Forderung nach einem Totalschutz aller Arten ableiten (HAMPICKE 1992:310-311).

Für die praktische Umsetzung dieses Ziels ist eine Konkretisierung erforderlich. CIRIACY-WANTRUP schreibt dazu: „In the conservation of a plant or animal species, a safe minimum standard may be defined in terms of maintaining a certain breeding stock or in terms of protecting a certain area of natural habitat.“ (1963:258). CROWARDS (1998) geht davon aus, dass sich der SMS im Artenschutz mit der Erhaltung einer Mindestpopulationsgröße gleichsetzen lässt. Die Mindestpopulationsgröße oder „minimum viable population“ (MVP) gibt Auskunft darüber, wie viele Individuen erforderlich sind, um das selbstständige Überleben der Population unter Annahme eines Restrisikos über einen festgelegten Zeitraum zu sichern (SHAFER 1981, SOULÉ 1987:2). Diese Zahl stellt die Untergrenze der Individuenzahl dar, bei deren Unterschreitung ein schnelles Aussterben wahrscheinlich ist (SIMBERLOFF 1986). Die MVP wird im Rahmen einer Populationsgefährdungsanalyse meist modelltheoretisch ermittelt. Dabei werden die Bedingungen für das langfristige Überleben einer Art innerhalb eines Bezugsraumes bestimmt (SOULÉ 1987:5).

In einer späteren Arbeit postulieren SOULÉ ET AL. (2003), dass eine isolierte Betrachtung einzelner Populationen im Rahmen von Populationsgefährdungsanalysen unzureichend sei, da diese nicht alle Interaktionen einer Art mit ihrer Umwelt berücksichtigt. Sie schlagen die Verwendung so genannter „ökologisch effektiver Populationsdichten“ vor und definieren diese als „...densities that maintain critical interactions and help ensure against ecosystem degradation.“ (SOULÉ ET AL. 2003:1239). Das angestrebte Ziel beim Arterhalt verlagert sich damit von der autökologischen auf die ökosystemare Ebene, da neben dem Überleben auch die Aufrechterhaltung von Schlüsselprozessen und Interaktionen zwischen der Art und ihrer Umwelt angestrebt wird. Der theoretisch sinnvolle Ansatz stößt in der Realität allerdings schnell an seine Grenzen, da nur von

sehr wenigen Arten das qualitative und quantitative Ausmaß der Interaktionen mit der Umwelt bekannt ist. Im Kapitel 3 wird dies anhand der „keystone species“ ausführlich dargestellt. Für die praktische Anwendung erscheint es deshalb sinnvoll, der Annahme von CROWARDS (1998) zu folgen und die Mindestpopulationsgröße als Konkretisierung des „Safe Minimum Standard“ anzuwenden.

In dieser Arbeit wird der „Safe Minimum Standard“ als Alternative zur Definition einer optimalen Menge Artenschutz angewendet. Damit wird die Ansicht vertreten, dass standardökonomische Vorgehensweisen bei derart komplexen Problemen an ihre Grenzen stoßen. Der „Safe Minimum Standard“ stellt eine Möglichkeit dar, die Forderung nach einem umfassenden Erhalt aller Arten theoretisch zu begründen, ohne die Kostenseite einer solchen Entscheidung zu ignorieren. Auf der Ebene einer einzelnen Art als Mindestpopulationsgröße definiert, bildet er ein klares Ziel, das durch den Einsatz umweltpolitischer Instrumente umgesetzt werden soll.

2.4 Die Ursachen für den Verlust von Arten

Die Frage nach den Ursachen für den Verlust bzw. die Gefährdung von Arten spielt eine zentrale Rolle für diese Arbeit. Nur so lassen sich Anknüpfungspunkte identifizieren, an denen Instrumente durch die Umsetzung des „Safe Minimum Standard“ zur Verringerung von Artenverlusten beitragen können. Im folgenden Abschnitt werden die auch als Triebkräfte oder „drivers“ bezeichneten Ursachen so beschrieben, wie es im Rahmen dieser Arbeit notwendig ist. Für eine darüber hinausgehende Darstellung sei auf die umfangreiche Literatur zum Thema hingewiesen (z. B. CHAPIN ET AL. 2000, SALA ET AL. 2000, NOVECEK & CLELAND 2001, MASR 2005).

2.4.1 Direkte und indirekte Triebkräfte: Die „drivers“ von Artenverlusten

Als „drivers“ bzw. Triebkräfte werden sowohl natürliche als auch anthropogene Faktoren bezeichnet, die direkt oder indirekt zu Veränderungen in Ökosystemen führen und so den Verlust von Arten auslösen. Das „Millenium Ecosystem Assessment“ unterscheidet zwischen direkten und indirekten Triebkräften. Direkte Triebkräfte wirken unmittelbar auf Ökosysteme und Ökosystemprozesse. Sie werden wiederum durch indirekte Triebkräfte ausgelöst, deren Einflüsse häufig sehr viel diffuser und damit schwer quantifizierbar sind (MASR 2005:64).

Global treten fünf indirekte Triebkräfte auf: der demografische Wandel, die Veränderung wirtschaftlicher Aktivitäten, verschiedene soziopolitische Faktoren, eine Anzahl kultureller Faktoren sowie der Technologiewandel (MASR 2005:64).

Direkte Triebkräfte sind die unmittelbaren Gefährdungsfaktoren für Arten. Auch hier werden fünf Triebkräfte unterschieden: Habitatwandel, der Einfluss invasiver Arten, Klimawandel, Übernutzung sowie Schadstoffe (MASR 2005:64, SALA ET AL. 2000). Eine eindeutige Abgrenzung der einzelnen Gefährdungsfaktoren ist nicht immer möglich. So wirken die verschiedenen Triebkräfte auch aufeinander und verstärken damit wechselseitig ihre Auswirkungen. Hinzu kommt, dass das Wirken einer Triebkraft und die davon ausgelösten Veränderungen zeitlich und räumlich auseinander fallen können. Auch sind die Auswirkungen einer Triebkraft je nach Kontext sehr unterschiedlich (MASR 2005:101f.).

Nachhaltig wirksame Strategien gegen die Gefährdung von Arten müssen zwangsläufig an den indirekten Triebkräften ansetzen, eine Aufgabe, die nur durch umfangreiche politische Prozesse auf nationaler und internationaler Ebene gelöst werden kann. Das übersteigt die Möglichkeiten, die im Artenschutz in der Regel zur Verfügung stehen und damit auch den Rahmen dieser Arbeit. Aus diesem Grund beschränken sich die weiteren Analysen auf die Beeinflussung direkter Triebkräfte, da hier realistische Handlungsoptionen gesehen werden.

2.4.2 Die weltweite Situation

Die Darstellung direkter Triebkräfte in einem globalen Kontext zeigt, in welchem Ausmaß diese eine Rolle spielen. Die Reihenfolge ihrer Beschreibung entspricht dem Ausmaß ihres Einflusses und folgt dem „Millenium Ecosystem Assessment“. Die Wahl geeigneter Instrumente für die Umsetzung von Artenschutzmaßnahmen wird stark davon beeinflusst, welche Triebkräfte für die Gefährdung einer Art verantwortlich sind.

Habitatwandel

Habitatwandel spielt von allen direkten Triebkräften die größte Rolle für das Aussterben von Arten (MASR 2005:68, SALA ET AL. 2000). Ausgelöst wird dieser entweder durch eine Flächenverringerung von Naturräumen oder eine Veränderung der ökologischen Bedingungen eines Gebietes, die eine Verminderung der Habitatqualität nach sich zieht.

Beispiele für Flächenverringierungen sind die Abholzung von Wäldern zur Gewinnung von Weideland, die Trockenlegung von Feuchtgebieten oder die Umwandlung von Weideland in Äcker. Seit 1850 wurden weltweit etwa 6 Millionen km² Wald und 4,7 Millionen km² Savanne, Grassland und Steppe in Kulturlächen umgewandelt (LAMBIN ET AL. 2001). Veränderungen der ökologischen Bedingungen mit Auswirkungen auf die Habitatqualität werden beispielsweise durch Fragmentierung, also die Zerschneidung und Zersiedlung von Flächen, oder durch Degradation verursacht. Ein typisches Beispiel einer solchen Degradation ist die Überweidung von Flächen. Dabei führt die hohe Nutzungsintensität zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung zugunsten von Generalisten, den „Allerweltsarten“.

Invasive Arten

Invasive Arten stehen als Auslöser von Artenverlusten an zweiter Stelle (WILCOVE ET AL. 1998, STEIN & FLACK 1997). Eine Art wird dann als invasiv bezeichnet, wenn sie sich außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes etabliert und dies zu unerwünschten ökologischen und ökonomischen Konsequenzen führt (SHOGREN & TSCHIRHART 2005). Von etwa 10% aller absichtlich oder unabsichtlich in neue Gebiete eingeführten Arten können sich ca. 10% selbstständig etablieren, von denen wiederum 10% tatsächlich zu einer „Plage“ werden (WILLIAMSON 1996).

In verschiedenen Studien wurde postuliert, dass invasive Arten womöglich nicht die primäre Ursache ökologischer Veränderungen sind, sondern opportunistisch die Vorteile anthropogener Habitatmodifikationen nutzen (DIDHAM ET AL. 2005, GUREVITCH & PADILLA 2004). Trifft dies tatsächlich zu, dann wären sie nicht die Verursacher, sondern zufällig Begünstigte eines anderen Faktors. In diesem Fall würden eingesetzte Instrumente zur Reduzierung invasiver Arten nicht an den Ursachen, sondern an den Symptomen ansetzen.

Klimawandel

In den letzten 100 Jahren ist die weltweite Durchschnittstemperatur um etwa 0,6° C gestiegen, nach modelltheoretischen Analysen ist in den nächsten zwei Dekaden von einem weiteren Temperaturanstieg von 0,2° C pro Dekade auszugehen (IPCC 2007:12). In vielen Ökosystemen lassen sich bereits signifikante Auswirkungen auf

Artenzusammensetzungen, Populationsgrößen sowie ein vermehrtes Auftreten von Seuchen und Krankheiten feststellen (MASR 2005:56). So weisen ROOT ET AL. (2003) nach, dass verschiedene Arten heute etwa 5 Tage früher mit ihrer Brut bzw. der Blühphase beginnen als noch vor einem Jahrzehnt. PARMESAN & YOHE (2003) analysierten die klimatisch bedingten Verschiebungen der Verbreitung von 99 Arten und kommen zu dem Ergebnis, dass sich diese im Schnitt pro Dekade um 6,1 km nach Norden (auf der Nordhalbkugel) bzw. nach Süden (auf der Südhalbkugel) verschieben.

Klimaänderungen wirken sich vor allem negativ auf solche Arten aus, die sich nicht oder nicht schnell genug an veränderte Habitatbedingungen anpassen können und denen ein Ausweichen in andere Gebiete nicht möglich ist (ARMSWORT ET AL. 2004, OPDAM & WASCHER 2004). Trotz der oben genannten Untersuchungsergebnisse haben Klimaänderungen in der Regel wesentlich langsamere und damit nur schwer nachweisbare Auswirkungen, weshalb der Einfluss des Klimawandels – vor allem im Gegensatz zum Habitatwandel – über einen kurzen Zeitraum weniger deutlich wird. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass gegen Ende des 21. Jahrhunderts die Auswirkungen des globalen Klimawandels die entscheidende Triebkraft für Artenverluste sein werden (MASR 2005:10).

Übernutzung

Trotz eines relativ geringen Anteils an weltweit genutzten Arten spielt Übernutzung für ausgewählte Gruppen noch immer eine entscheidende Rolle (MASR 2005:8). In terrestrischen Ökosystemen sind dies vor allem Arten, die als Fleischlieferanten gejagt werden. Betroffen sind darüber hinaus Spezies, die andere wertvolle Rohstoffe liefern, wie Felle, Elfenbein, Horn oder Substanzen für die traditionelle chinesische Medizin. Häufig handelt es sich dabei um Großsäuger mit einer späten Geschlechtsreife und einer geringen Reproduktionsrate, was deshalb zu einer schnellen Dezimierung der betroffenen Arten geführt hat. Von direkter Verfolgung sind darüber hinaus Arten betroffen, die der Mensch als gefährlich oder als Konkurrenten um natürliche Ressourcen betrachtet. Dies betrifft neben anderen Karnivoren auch den Fischotter, der im empirischen Teil der Arbeit ausführlich behandelt wird. Da der Begriff Übernutzung in diesen Fällen nicht korrekt ist, wird im Folgenden stets von Jagd oder Ernte gesprochen.

Schadstoffe

Die Belastung durch Schadstoffe hat sich über die letzten vier Jahrzehnte zu einem der wichtigsten Faktoren für Ökosystemveränderungen herausgebildet (MASR 2005:8). Den größten Einfluss haben dabei Stickstoff und Phosphat. Die übermäßige Ausbringung dieser Stoffe resultiert in einen Nährstoffüberschuss in Gewässern und terrestrischen Ökosystemen. Eutrophierungen von Binnengewässern, der Verlust von Arten oligotropher Standorte sowie eine Ausbreitung stickstoffresistenter Organismen sind Folgen davon. Seit 1950 produziert die Menschheit mehr biologisch verfügbaren Stickstoff als auf natürlichem Weg entstehen kann, bei den Phosphatflüssen ist sogar eine Verdreifachung nachzuweisen (MASR 2005:8).

Andere Schadstoffe wirken bereits in viel kleineren Mengen negativ auf Arten. Einer der bekanntesten Fälle betraf die Folgen von DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan), einem Insektizid, das nach 1945 weltweit in großem Umfang als Pflanzenschutzmittel eingesetzt wurde. Seine schädigende Wirkung auf Vögel wurde 1952 durch Rachel Carsons Buch „Silent Spring“ einer breiten Öffentlichkeit bekannt. Eine Folge des DDT-Einsatzes war der Zusammenbruch zahlreicher Greifvogelpopulationen, z.B. des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) (ANDERSON & HICKEY 1972).

2.4.3 Die Situation in Mitteleuropa

Kulturprodukt Artenvielfalt

Mitteleuropa ist in weiten Teilen Jahrhunderte lang anthropogen beeinflusst worden. Viele Landschaften und Ökosysteme wurden dadurch stark verändert. Anstelle von Primärwäldern oder Niedermooren entstanden nutzungsabhängige Sekundärlebensräume. Dies wirkte sich nachhaltig auf die Artenvielfalt aus: Arten, deren natürliche Habitate zurückgedrängt wurden, passten sich im Laufe der Zeit an die neu geschaffenen Lebensräume an. Vor allem Pflanzen- und Tierarten aus dem Offenlandbereich profitierten von den Veränderungen und breiteten sich aus. Neue Arten wanderten ein oder wurden durch den Menschen eingeführt. Die heutige Zusammensetzung und Verbreitung mitteleuropäischer Arten sowie ihrer Habitate ist deshalb in weiten Teilen als ein Kulturprodukt zu betrachten, dessen Erhalt oft unmittelbar von der Fortführung traditioneller Nutzungen abhängt.

Damit unterscheidet sich Mitteleuropa von anderen Regionen der Welt, wo Artenschutz oft ausschließlich eine Begrenzung menschlicher Einflüsse erfordert. Solche Unterschiede wirken sich auch auf die Auswahl der Instrumente aus, die in Mitteleuropa für den Artenschutz relevant sind. Anstelle des Beschränkens anthropogener Einflüsse ist das aktive Management von Habitaten durch Bewirtschaftung eine zentrale Aufgabe in vielen Schutzgebieten. Die direkten Triebkräfte von Artenverlusten sind dagegen die gleichen wie auf der globalen Ebene. Ihr Einfluss auf die mitteleuropäische Artenvielfalt wird im folgenden Abschnitt kurz dargestellt.

Die Auswirkungen direkter Triebkräfte auf mitteleuropäische Arten

Habitatwandel ist auch in Mitteleuropa die wichtigste Ursache von Artenverlusten. Er resultiert aus vielfältigen Baumaßnahmen (Verkehrwege, Siedlungen, Industrie- und Gewerbegebiete) sowie dem Abbau von Rohstoffen (LUDWIG & SCHNITTLER 1996). Durch das stark ausgebaute Verkehrsnetz und die vielen städtischen Ballungsgebiete ist der Fragmentierungsgrad der Landschaften sehr hoch. Nur in wenigen Gebieten existieren noch unzerschnittene Naturräume. Je kleiner und isolierter diese sind, umso geringer ist auch die Überlebenswahrscheinlichkeit darin vorkommender lokaler Populationen (JONGMAN ET AL. 2004). Der steigende Fragmentierungsgrad erschwert die Migration von Individuen und reduziert somit die Überlebensfähigkeit der Metapopulationen, da eine Wiederbesiedlung freier Habitats nicht möglich ist (OPDAM & WASCHER 2004). Deshalb spielen Instrumente zur Vernetzung - wie die Ausweisung von Schutzgebieten zur Schaffung eines europäischen Schutzgebietsnetzwerkes (Natura 2000) - in Mitteleuropa eine große Rolle.

Als Folge der anthropogenen Beeinflussung wirken sich Veränderungen in der Flächennutzung besonders stark auf Arten aus. Die in den 1950er Jahren begonnene Umstrukturierung der Landwirtschaft zog in erster Linie eine Intensivierung der Flächenproduktion nach sich. Intensiver Dünger- und Pestizideinsatz, Be- oder Entwässerung sowie die Zerstörung der natürlich und kulturell bedingten Strukturvielfalt von Landschaften verwandelten viele reich gegliederte Landschaften in homogene Produktionsflächen. Damit verbunden war ein massiver Artenrückgang zugunsten einer kleinen Anzahl von Generalisten - Arten ohne spezielle Ansprüche - der bis heute anhält (MASR 2005:35, BECK ET AL. 2004:19).

Während Intensivierungen vor allem auf Gunststandorten stattfinden, wurde die Bewirtschaftung so genannter Grenzertragsstandorte oft aufgegeben. Vor allem Gebiete mit kleinräumigen und extensiven Bewirtschaftungsformen sind davon betroffen (BALDOCK ET AL. 1996, SIGNAL & MCCRACKEN 2000). Der damit verbundene Verlust von Sekundärhabitaten ist komplementär zur Intensivierung eine zentrale Ursache für die Gefährdung von Arten. So fand der Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*) nach der Trockenlegung von Mooren einen neuen Lebensraum in regelmäßig gemähten Seggenrieden. Die Beweidung bzw. Mahd dieser Flächen wurde in vielen Gebieten inzwischen eingestellt. Als Folge davon gilt der Seggenrohrsänger inzwischen als global gefährdete Singvogelart (TANNEBERGER ET AL. 2005).

Der negative Einfluss invasiver Arten zeigt sich unter anderem in der Verdrängung des Europäischen Eichhörnchens (*Sciurus vulgaris*) durch seinen dominanten nordamerikanischen Vetter (*Sciurus carolinensis*) (SCOTT 2001). Ein anderes Beispiel ist die Zebrauschel (*Dreissena polymorpha*), die als eine der größten invasiven Plagen von Binnengewässern gilt. Durch ihre starke Filterwirkung ist die Art in der Lage, die Artenzusammensetzung in Ökosystemen erheblich zu verändern und kann das Aussterben anderer Muscheln verursachen (ALDRIGE ET AL. 2004).

Die Schadstoffbelastung ist auch in Mitteleuropa ein dominanter Einflussfaktor und wird vor allem durch diffuse Nährstoffeinträge aus der Luft sowie intensive landwirtschaftliche Düngung verursacht. In Folge kontinuierlicher Stoffzufuhr und dem Abtransport von Stoffen verändert sich die Artenzusammensetzung in Ökosystemen kontinuierlich: Ehemals häufige Arten werden selten oder verschwinden, bisher nicht vorhandene oder verborgene Arten tauchen auf oder werden dominant. Diese atürlichen Abläufe sind durch Eutrophierung gestört, von der einige wenige Arten profitieren, während andere verdrängt werden. Dies gefährdet insbesondere nährstoffarme Biotope und Arten oligotropher Standorte. In Deutschland sind etwa zwei Drittel aller gefährdeten Pflanzenarten nur auf Standorten mit Stickstoffmangel lebensfähig. Längerfristig führt die Schadstoffbelastung durch Nährstoffe zu einer Vereinheitlichung der Lebensbedingungen und dem Verlust von Arten (ELLENBERG 1991:76 ff.).

Erste Studien weisen bereits Auswirkungen des Klimawandels auf mitteleuropäische Arten nach. So konnte WILLIAMS (2004) in einer Langzeitstudie an Fliegenschnäppern (*Ficedula hypoleuca* und *F. albicollis*) bei fast allen untersuchten Populationen

signifikante Verschiebungen des Brutbeginns feststellen. Ebenso wie bei anderen migrierenden Vogelarten kann die damit verbundene Veränderung des Abflugzeitpunktes in die Winterquartiere zu einer Gefährdung der Art führen, wenn das Nahrungsangebot zu diesem Zeitpunkt dort nicht ausreichend ist.

Die Jagd stellt für einige mitteleuropäische Arten einen wichtigen Gefährdungsfaktor dar, insbesondere für Zugvögel. Es wird vermutet, dass der durch Habitatverlust verursachte Rückgang von Arten wie Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Bekassine (*Gallinago gallinago*) oder Zwergschnepfe (*Lymnocyptes minimus*) durch Bejagung zusätzlich beschleunigt wird (HIRSCHFELD & HEYD 2005: 66).

2.5 Konzeptionelle Überlegungen zum Einsatz umweltpolitischer Instrumente

Wie in diesem Kapitel gezeigt wurde, kann das Optimalitätskriterium für die Zielsetzung im Artenschutz nicht herangezogen werden. An seine Stelle tritt ein außerökonomisch definiertes Ziel: der Erhalt aller Arten in vitalen Populationen. Als Grundlage dient die Theorie des „Safe Minimum Standard“, die auf Artenebene als Mindestpopulationsgröße definiert werden kann. Das Ziel eines umfassenden Arterhalts tritt an die Stelle des verfehlten bzw. nicht ermittelbaren Optimums. Für seine Umsetzung werden umweltpolitische Instrumente herangezogen, deren eigentliche Aufgabe es ist, die durch Marktversagen ausgelösten Fehlallokationen zu korrigieren (MICHAELIS 1996:17) und den Optimalzustand zu erreichen (FAUCHEUX & NOËL 2001:268).

Für den Einsatz von Instrumenten existieren prinzipiell zwei Ansätze: Zum einen können auf der ordnungspolitischen Ebene die Regeln wirtschaftlicher Aktionen so beeinflusst werden, dass der Marktmechanismus ohne weitere staatliche Intervention das gewünschte Ergebnis liefert. Zum anderen kann auf der prozesspolitischen Ebene einzelfallbezogen agiert werden, so dass durch direktes Eingreifen in den jeweiligen Prozess der gewünschte Zustand hergestellt werden kann. Ordnungspolitische Eingriffe streben eine möglichst vollständige Internalisierung externer Nutzen und Kosten in private Entscheidungen an, um dem verfehlten Optimum möglichst nah zu kommen. Prozesspolitische Maßnahmen richten sich nicht nach diesem Ideal, sondern zielen auf die Umsetzung eines politisch vorgegebenen Standards ab (MICHAELIS 1996: 17-18).

Der ältere Ansatz ist der prozesspolitische und geht zurück auf PIGOU (1920). Dieser nimmt an, dass der externe Nutzen und die externen Kosten einer Handlung monetär bewertet werden können und schlägt vor, beide über das Verursacherprinzip zu internalisieren. Dabei wird die Differenz zwischen den privaten und den sozialen Kosten einer Handlung dem Verursacher über eine Steuer oder Abgabe angelastet, was als Pigou-Steuer bekannt wurde (FAUCHEUX & NOËL 2001:273). Ebenso ist die Entlohnung des unentgeltlich erbrachten externen Nutzens über staatliche Subventionen möglich (ENDRES 2000:112). Für den Artenschutz hieße das, dass die Erbringer von Artenschutzleistungen staatlich subventioniert werden. Jemand, der dagegen Arten gefährdet, würde entsprechend den dadurch verursachten Kosten belastet.

Um Pigou-Steuern und Pigou-Subventionen in optimaler Höhe festsetzen zu können, ist eine genaue Kenntnis des monetären Nutzens bzw. der monetären Schäden erforderlich. In der Praxis ist dies nicht zuverlässig feststellbar (CANSIER 1993:131), was ein wesentliches Hindernis für die Verwirklichung des Konzeptes darstellt. Dennoch ist die Pigou-Steuer in der Umweltpolitik von Bedeutung, zuerst bei der Erhebung von Emissionssteuern nach dem Standard-Preis-Ansatz. Ziel dieser Steuer ist die Reduzierung von negativen externen Effekten (hier: Emissionen) auf ein politisch definiertes Niveau (ENDRES 2000:114). Auch die Honorierung ökologischer Leistungen geht auf das Konzept von Pigou-Subventionen zurück: sie sollen die Diskrepanz zwischen den privaten und den sozialen Kosten von Maßnahmen mit positiver Auswirkung auf die Umwelt überbrücken (MÁÑEZ COSTA 2003:20). Für den Artenschutz spielt die Honorierung ökologischer Leistungen vor allem in Mitteleuropa eine ganz zentrale Rolle.

COASE (1960) kritisiert die Pigousche Theorie als unilateral. Er geht davon aus, dass Internalisierungen nur aus bilateralen Verhandlungen zwischen dem Verursacher und dem Geschädigten erfolgen können, was einen direkten Handel zwischen beiden Akteuren erfordert. Für ihn existieren stets zwei Varianten: (a) die Zahlung eines Schadensersatzes durch den Verursacher der Externalität an den potentiell Geschädigten, um dessen Beeinträchtigung zu kompensieren und (b) die Zahlung einer Summe durch den potentiell Geschädigten, um den Verursacher von der Aktivität abzuhalten. COASE postuliert, dass die zu zahlende Summe gleich ist und sich darüber ein Optimum ergibt (dies wird als COASE-Theorem bezeichnet). Ob a oder b gewählt wird, hängt seiner

Ansicht nach ausschließlich von der Ausgangsverteilung der Eigentumsrechte ab. Fall a tritt demnach ein, wenn der Geschädigte das Eigentumsrecht an der Umwelt besitzt. Fall b tritt ein, wenn der Verursacher das Recht hat, die Umwelt zu schädigen (FAUCHEUX & NOËL 2001:277).

Das besondere an der Idee von COASE ist, dass über die Zuweisung von Eigentumsrechten das betroffene Umweltgut marktfähig gemacht wird. Dem Staat fällt dabei die Aufgabe zu, diese Eigentumsrechte festzulegen, er agiert somit auf der ordnungspolitischen Ebene. Das eigentliche Verhandlungsergebnis führen die beteiligten Akteure selbst herbei (ENDRES 2000:35). Einschränkend muss festgehalten werden, dass COASE dies unter der expliziten Annahme der Abwesenheit von Transaktionskosten entwickelte. Darunter werden die Kosten der Identifikation aller Beteiligten, die Kosten der Verhandlung sowie der Festlegung, Ausführung und Überwachung der Ergebnisse zusammengefasst (ENDRES 2000:36). In der Realität ist die Abwesenheit von Transaktionskosten eine nicht erfüllbare Annahme. ENDRES stellt sogar die These auf, dass „...die Transaktionskosten bei vielen Umweltproblemen den möglichen (und zur Verteilung auf die Beteiligten zur Verfügung stehenden) Verhandlungsgewinn übersteigen“ (ENDRES 2007:48). Im Fall prohibitiver Transaktionskosten findet keine Verhandlung statt, was in der Praxis für viele Umweltprobleme zutrifft und die Anwendung des Ansatzes stark einschränkt.

Darüber hinaus ist die Zuweisung von Eigentumsrechten an öffentlichen Gütern in der Regel nicht praktikabel und politisch selten erwünscht (MICHAELIS 1996:19). Die meisten Umweltgüter werden deshalb grundsätzlich als „öffentliches Eigentum“ verstanden (HANSMEYER & SSCHNEIDER 1992:21), für deren Bereitstellung der Staat verantwortlich ist. So ist eine Vergabe von Eigentumsrechten für Arten kaum denkbar.

Dennoch spielt der Ansatz von COASE im Umwelt- und neuerdings auch im Artenschutz eine Rolle, allerdings erst in seiner Weiterentwicklung durch DALES (1968). Dieser geht davon aus, dass Eigentumsrechte sowohl exklusiv als auch transferierbar sein müssen. DALES schlägt vor, für öffentliche Güter Eigentumsrechte festzulegen, insbesondere dann, wenn diese im Zusammenhang mit Abfällen bzw. Verschmutzung stehen. Bei den so definierten Nutzungsrechten handelt es sich also tatsächlich um „Verschmutzungsrechte“, die auf einem Markt getauscht werden können. Die Idee von DALES bildet die Grundlage für das Instrument der handelbaren Zertifikate, die zuerst in

Form von Emissionsrechten eingesetzt wurden. Inzwischen hat sich ihr Anwendungsbereich stark erweitert und betrifft auch den Artenschutz.

2.6 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurden die Grenzen ökonomischer Bewertung aufgezeigt und der „Safe Minimum Standard“ als alternativer Ansatz zur Zielsetzung im Artenschutz vorgeschlagen. Daran schloss sich eine Beschreibung der Gefährdungsfaktoren an, denen Arten weltweit und in Mitteleuropa ausgesetzt sind. Erste konzeptionelle Überlegungen zu Instrumenten bilden die Grundlage für Kapitel 4, in dem der Einsatz umweltpolitischer Instrumente im Artenschutz ausführlich diskutiert wird.

Das folgende dritte Kapitel setzt sich zunächst mit artenbasierten Konzepten auseinander. Sie bilden eine wissenschaftlich fundierte Grundlage bei der Auswahl prioritär zu schützender Arten und stellen die erste Ebene des Konzepts zur kosteneffektiven Umsetzung von Artenschutz dar.

3. Konzepte zur Umsetzung von Artenschutz

Dieses Kapitel analysiert und bewertet artenbasierte Konzepte im Hinblick auf ihre Eignung zur Umsetzung eines umfassenden Artenschutzes. Der Grundgedanke solcher Konzepte ist die Auswahl von repräsentativen Stellvertreterarten. Artenbasierte Konzepte dienen somit als wissenschaftliche Grundlage für eine Prioritätensetzung im Artenschutz, die angesichts der zahlreichen gefährdeten Arten und den damit verbundenen hohen Kosten für ihren Erhalt zwingend erforderlich ist. Sie bilden den ersten Schritt für die Entwicklung eines Gesamtkonzeptes zur kosteneffektiven Umsetzung von Artenschutz, da mit ihrer Hilfe die Anzahl der erhaltenen Arten maximiert werden soll.

3.1 Einleitung

Beim Einsatz artenbasierter Konzepte können zwei Anwendungsmöglichkeiten unterschieden werden: (1) die Identifikation potentieller Schutzgebiete und (2) die Festsetzung quantitativer Ziele in bereits ausgewählten Gebieten (FAVREAU ET AL. 2006). Quantitative Ziele sind für die konkrete Entwicklung von Schutzmaßnahmen zwingend erforderlich (MARGULES & PRESSEY 2000), durch den Artbezug lassen sie sich eindeutig abgrenzen und überprüfen (LAMBECK 1997). Durchzuführende Schutzmaßnahmen werden entsprechend den Ansprüchen der ausgewählten Arten entwickelt, ein potentieller Erfolg ist durch den Fortbestand oder die Wiederausbreitung der Art gut nachweisbar.

Die vorliegende Arbeit setzt sich prioritär mit dem Erhalt der Artenvielfalt innerhalb eines definierten räumlichen Bezugsraums auseinander. Dies entspricht einerseits dem Fokus der meisten artenbasierten Ansätze, andererseits fand das Projekt, in dessen Rahmen die Dissertation entstanden ist, in einem vorab gewählten Untersuchungsgebiet statt. Fragen der räumlichen Prioritätensetzung werden deshalb nur kurz im Zusammenhang mit den im Abschnitt 3.1.2 behandelten Indikatorarten angerissen.

Das Potential artenbasierter Ansätze besteht darin, der vorherrschenden Konzentration von Schutzmaßnahmen auf große und charismatische Wirbeltiere eine wissenschaftlich fundierte Grundlage für die systematische Auswahl schützenswürdiger Spezies entgegen

zu setzen. Wie nötig dies ist, zeigt die aktuelle Prioritätensetzung im Artenschutz. Fast 90% der Artenschutzprogramme in Deutschland und der Schweiz haben Wirbeltiere zum Inhalt, wobei insbesondere Vögel dominieren (REITER & TIEFENBACH 1996). Für den Erhalt weniger bekannter Spezies werden weitaus geringere oder gar keine finanziellen Mittel aufgewendet. So berichteten STEARNS & STEARNS (1999) über ein massenhaftes Aussterben von Achatschnecken (*Achatellina*) auf Hawaii, das praktisch unbeachtet von der Öffentlichkeit abläuft: „Every time that I think they spent six million dollars for saving six condors; I just sit and shake my head. How much is going into pandas while entire faunas of invertebrates are vanishing? It’s pretty amazing.“ (HADFIELD, in STEARNS & STEARNS 1999:37).

Artenbasierte Konzepte haben den Anspruch, durch die Schaffung günstiger Bedingungen für die ausgewählten Arten vergleichbar gute Konditionen für den Erhalt einer maximalen Anzahl anderer Arten zu schaffen (SPECTOR & FORSYTH 1998, WILLIAMS ET AL. 2000). Dies wird als Mitnahmeeffekt bezeichnet. Ihre Anwendung im Artenschutz unterliegt seit den 1980er Jahren einer intensiven Diskussion (WILCOX 1984, LAMBECK 1997, CARO & O’DOHERTY 1999, ANDELMAN & FAGAN 2000, ROBERGE & ANGELSTAM 2004). In der Praxis wurden sie u.a. für die Festlegung von Schutzgebietsgrößen (BERGER 1997) oder zur Verbesserung der Akzeptanz von Managementmaßnahmen erfolgreich eingesetzt (WILLIAMS ET AL. 2000).

Einige Autoren zweifeln jedoch die Effektivität artenbasierter Konzepte stark an (ANDELMAN & FAGAN 2000, LINDENMAYER ET AL. 2002, LINDENMAYER & FISCHER 2003). So argumentieren etwa LINDENMAYER ET AL. (2002), dass die Ansprüche einzelner Arten für eine Repräsentation weiterer Spezies zu speziell seien. SIMBERLOFF (1998) weist darauf hin, dass unterschiedlichen Bedürfnisse der ausgewählten Stellvertreterarten zu Konflikten beim Management führen können. Als potentielle Alternative schlagen die genannten Autoren in der Regel Ökosystemmanagement vor. Im Unterschied zu artenbasierten Konzepten steht dabei nicht der Erhalt einzelner Arten im Fokus, sondern der Schutz bzw. die Wiederherstellung ökologischer Prozesse (MEFFE ET AL. 2006:467 ff.).

Dagegen lässt sich einwenden, dass ökologische Prozesse allgemein kaum quantifizierbar sind (MARGULES & PRESSEY 2000), was eine klare Zielsetzung sowie die Erfolgskontrolle von Maßnahmen erschwert. Aus Artenschutzperspektive kann zudem

argumentiert werden, dass für die Aufrechterhaltung bestimmter ökologischer Prozesse nicht zwangsläufig alle Arten eines Gebietes erforderlich sind, oder dass solche Funktionen auch von nicht heimischen Arten erfüllt werden können. So berichten NOTT & PIMM (1997) von der erfolgreichen Regeneration von Wäldern auf Hawaii, die komplett durch allochthone Baumarten erfolgte. In diesen Wäldern siedelten sich zudem überwiegend nichtheimische Vogelarten an. Grundlegende Ökosystemprozesse wie Humusbildung oder Wasserspeicherung konnten wiederhergestellt werden, obwohl 90% der heimischen Wirbeltiere sowie mehr als 10% der Pflanzenarten der Insel bereits ausgerottet wurden. Es ist zu deshalb befürchten, dass bei einem reinen Ökosystemmanagement der Erhalt von Arten nur unzureichend berücksichtigt wird, was SOULÉ (1994) als „species-bashing“ bezeichnet.

Für einen effektiven Artenschutz erscheint eine vollständige Trennung artenbasierter Konzepte von Ökosystemmanagement kaum sinnvoll. So sind Arten in vielen Fällen die Träger bzw. Auslöser von Prozessen und stellen somit die biologischen „Grundbausteine“ von Ökosystemen dar. HAMPICKE (2005) rechtfertigt deshalb artenzentrierten Naturschutz damit, dass Arten als irreversibel vernichtbare „Atome“ von Ökosystemen und Landschaften in der aktuellen Not- und Knappheitssituation erstes Ziel von Schutzbestrebungen sein müssen. Der Bezug zu Arten ist auch erforderlich, wenn über den zu erhaltenden Zustand eines Ökosystems entschieden wird (Beispiel: Auwald mit oder ohne Schwarzspecht?). Der Schutz von Prozessen stellt dafür in vielen Fällen eine Grundlage für Artenschutz dar (Beispiel: Erhalt von Auenbewohnern ohne periodische Überflutungen?).

Es ist nicht Gegenstand dieses Kapitels zu überprüfen oder gar zu belegen, ob artenbasierte Konzepte tatsächlich die am besten geeignete Grundlage für die Implementierung von Artenschutz sind. Dies würde über den Rahmen der Arbeit hinausgehen. Angestrebt wird vielmehr, ein besonders geeignetes Konzept zur Auswahl prioritär schützenswerter Arten auszuwählen. FAVREAU ET AL. (2006) weisen darauf hin, dass eine vergleichende Bewertung aufgrund der Vielzahl von angewandten Evaluationskriterien nicht möglich sei. Zusätzlich erschweren eine unzureichende Abgrenzung und die zum Teil beliebige Erweiterung von Konzepten durch einige Autoren die Analyse (CARO 2000). Aus diesen Gründen wurde auf eine Analyse der

(potentiellen) Effektivität verzichtet und stattdessen die Beantwortung zweier Fragen in den Mittelpunkt gestellt:

(1) Ermöglicht das jeweilige Konzept eine zielgenaue Auswahl von Stellvertreterarten und damit eine Fokussierung eingesetzter Mittel sowie die Überprüfung des angestrebten Schutzzieles?

(2) Führt der Schutz dieser Arten zu (möglichst) maximalen Mitnahmeeffekten für weitere Arten und erhöht damit die Kosteneffektivität der eingesetzten Mittel?

In den Publikationen, die sich bisher mit einer vergleichenden Analyse artenbasierter Konzepte beschäftigt haben (ANDELMAN & FAGAN 2000, FAVREAU ET AL. 2006), wurden weder das Zielartenkonzept (HOVESTADT ET AL. 1991, MÜHLENBERG 1993, ALTMOOS 1997, 1999) noch das Landschaftsartenkonzept (SANDERSON ET AL. 2002, REDFORD ET AL. 2000) berücksichtigt. Das folgende Kapitel stellt erstmals einen vollständigen Überblick über alle Konzepte dar. Diese werden in der Literatur üblicherweise in drei Gruppen unterteilt: Indikatorartenkonzepte, Schirmartenkonzepte und Flaggschiffartenkonzepte (CARO & O'DOHERTY 1999, ANDELMAN & FAGAN 2000). Davon wird hier abgewichen, da einige der Konzepte damit nicht zugeordnet werden können. Stattdessen werden gemäß SERGIO ET AL. (2006) **funktionale** von **strategischen** Konzepten unterschieden. Während funktionale Konzepte Arten ausschließlich nach ökologischen Kriterien auswählen, favorisieren strategische Konzepte Arten, deren Schutz in der Öffentlichkeit auf großes Interesse und hohe Akzeptanz stößt. Einige Konzepte enthalten Elemente beider Kategorien.

3.2 Indikatorarten

Als Indikatorarten werden Organismen bezeichnet, deren Charakteristika (An- oder Abwesenheit, Populationsdichte, Verteilung, Reproduktionserfolg etc.) als ein Index für Attribute genutzt werden können, deren anderweitige Erhebung nicht möglich oder sehr kostenintensiv ist (LANDRES ET AL. 1988). Indikatorarten wurden ursprünglich zur Indikation abiotischer Faktoren verwendet und stellen ein funktionales Konzept dar. ELLENBERG (1996) entwickelte bereits in den 1970er Jahren ein System von Zeigerwerten für mitteleuropäische Pflanzen, über welches die abiotischen Faktoren eines Standortes - wie das verfügbare Sonnenlicht, der Nährstoff- und

Feuchtigkeitsgehalt des Bodens oder dessen Gehalt an Schwermetallen - bestimmt werden können.

In den letzten Jahren wurde das Konzept auch für den Nachweis biotischer Faktoren weiterentwickelt. So treten beim Vorliegen bestimmter Kombinationen von Umweltbedingungen wiederkehrende Muster in der Artenvielfalt auf. Dies wurde bereits in den 1930er und 1940er Jahren in der Vegetationsökologie und später auch in der Zoologie zur Abgrenzung von Gesellschaften verwendet. Die bekannten Korrelationen ermöglichen, durch den Nachweis bestimmter Arten das Auftreten anderer Arten vorherzusagen (ZEHLIUS-ECKERT 2001). Auf dieser Grundlage wurden so genannte Biodiversitätsindikatoren entwickelt. Der Begriff bezeichnet Arten, die zur Identifizierung von Gebieten mit einer besonders großen Artenvielfalt eingesetzt werden, da ihr Vorkommen mit einer großen Diversität anderer Arten im selben Raum korreliert sein soll (MAC NALLY & FLEISHMAN 2004, KATI ET AL. 2004). Durch den Einsatz von Biodiversitätsindikatoren wird angestrebt, ohne kostenintensive und langwierige Artenerfassungen die Anwesenheit bzw. Verteilung von nicht untersuchten Arten zu bestimmen (NOSS 1990, MCGEOCH 1998).

Zahlreiche Autoren konnten Übereinstimmungen zwischen den Verbreitungsgebieten verschiedener Taxa nachweisen, u. a. für höhere Pflanzen und Insekten (z.B. PHARO ET AL. 1999, CRISP ET AL. 1998 und KATI ET AL. 2004). Ein Beispiel den effektiven Einsatz von Indikatorarten zur Identifizierung komplementärer Gebiete zu einem bereits existierenden Schutzgebietssystem zeigen z. B. KATI ET AL. (2004). Auch TOGNELLI (2005) wies nach, dass mittels Indikatorarten ausgewählte Schutzgebiete tatsächlich eine höhere Gesamtartenzahl als zufällig ausgewählte Gebiete enthalten. Andere Autoren konnten nur geringe Übereinstimmungen zwischen dem Auftreten von Indikatorarten und weiteren Artengruppen nachweisen und stellen demzufolge eine Auswahl von Flächen mittels Biodiversitätsindikatoren in Frage (z. B. SAETERSDAL ET AL. 1993, VAN JAARSVELD ET AL. 1998 und VESSBY ET AL. 2002). PRENDERGAST ET AL. (1993) zeigen, dass die Verwendung von Biodiversitätsindikatoren aus einer einzigen taxonomischen Gruppe für eine umfassende Indikation von Artenvielfalt nicht ausreichend ist. PEARSON & CASSOLA (1992) weisen nach, dass Korrelationen zwischen Verbreitungsmustern von Arten insbesondere auf sehr großen räumlichen Skalen auftreten, etwa auf der kontinentalen oder nationalen Ebene. Dies scheint auf einer lokalen Ebene hingegen

selten der Fall zu sein (CARO ET AL. 2004, PRENDERGAST 1997). Es ist davon auszugehen, dass insbesondere solche Arten einander induzieren können, die in einem engen funktionalen Zusammenhang stehen. So weisen STEVENS ET AL. (2007) eine Korrelation zwischen Biberseen und dem Vorkommen verschiedener Amphibienarten nach und schlagen vor, dass die Erfassung von Biberseen über Luftbilder zugleich dem Monitoring von Amphibienhabitaten dienen kann.

Häufig werden gefährdete und/ oder endemische Arten als Biodiversitätsindikatoren eingesetzt. Einige Autoren konnten jedoch nachweisen, dass die Verbreitungszentren von endemischen oder gefährdeten Arten nicht mit den Zentren höchster Artenvielfalt korreliert sind (PRENDERGAST ET AL. 1993, WILLIAMS & HUMPHRIES 1994). BONN ET AL. (2002) zeigten sogar, dass auf der Grundlage des Vorkommens zufällig ausgewählter Arten festgelegte Gebiete die gleiche oder eine höhere Artenvielfalt aufweisen als solche, die nach dem Auftreten gefährdeter oder endemischer Arten ausgewählt wurden.

Das Indikatorartenkonzept nimmt innerhalb der artenbasierten Konzepte eine Sonderrolle ein. Ziel ist nicht die Auswahl repräsentativer Stellvertreter, sondern die Indikation abiotischer und biotischer Faktoren. Indikatorarten können deshalb als Störungszeiger innerhalb von Ökosystemen fungieren, weil sie in der Lage sind, anderweitig schwer nachweisbare Einflüsse anzuzeigen (HILTY & MERENLENDER 2000). Das Indikatorenkonzept erfüllt allerdings nicht die in dieser Arbeit formulierten Ansprüche und wird deshalb bei der Suche nach einer Grundlage für die Auswahl prioritärer Arten nicht weiter berücksichtigt.

3.3 Schirmarten

Als Schirmarten oder „umbrella species“ werden Arten bezeichnet „...whose conservation confers a protective umbrella to numerous co-occurring species...“ (FLEISHMAN ET AL. 2000:569). Das Schirmartenkonzept gehört zu den funktionalen Konzepten und geht zurück auf WILCOX (1984), welcher es als Möglichkeit zur Bestimmung der so genannten „minimum effective size“ eines Schutzgebietes entwickelte. Damit ist jene Fläche gemeint, die für den Erhalt der Artenvielfalt eines Gebietes über einen definierten Zeitraum hinweg erforderlich ist. WILCOX schlägt dazu die Verwendung so genannter „target species“ (Zielarten) vor. Er geht davon aus, dass eine Auswahl dieser Zielarten nach bestimmten Kriterien dazu führt, dass die Erfüllung

ihrer minimalen Gebietsansprüche zugleich das Überleben zahlreicher anderer Arten sichert. Unter minimalen Gebietsansprüchen versteht WILCOX in erster Linie die Mindestgröße, aber auch Struktur und Diversität des jeweiligen Lebensraums.

Diese „target species“ werden in zwei Gruppen unterteilt. Bei den in späteren Publikationen zumeist als klassische Schirmarten bezeichneten Organismen handelt es sich um Arten, die aufgrund ihrer Ansprüche an Habitatgröße und Struktur als Stellvertreterarten geeignet sind. WILCOX schlägt dafür Spezies vor, die natürlicherweise nur in geringen Dichten auftreten: große Pflanzenfresser (Megaherbivoren), Arten auf einer hohen Trophieebene (z.B. Karnivoren wie der Fischotter), aber auch solche mit einer räumlich unregelmäßigen Verteilung, einer starken Abhängigkeit von einzelnen Sukzessionsstadien, seltenen Habitaten oder speziellen Ressourcen. Darüber hinaus schlägt WILCOX eine Auswahl so genannter „ecologically significant species“ vor, worunter er Arten fasst, die eine zentrale Rolle in einer Lebensgemeinschaft spielen³.

Das Schirmartenkonzept in seiner ursprünglichen Form nach WILCOX` Konzept basiert somit auf der Auswahl zweier Gruppen von Stellvertreterarten: (1) Schirmarten zur Festlegung von Mindestgrößen und Habitatstrukturen und (2) Schlüsselarten, deren Erhalt eine signifikante Rolle für den Fortbestand einer Lebensgemeinschaft bzw. eines Ökosystems in einem bestimmten Stadium spielt. Spätere Anwendungen des Schirmartenkonzeptes reduzieren die Auswahl von Stellvertreterarten häufig auf die

³ „Ecologically significant species“ entsprechen damit dem Konzept der Schlüsselarten, welches als eigenständiges Konzept noch diskutiert wird.

unter (1) zusammengefasste Gruppe und beschränken sich darüber hinaus häufig auf Raumannsprüche als einziges Auswahlkriterium.

Das Schirmartenkonzept hat in den letzten Jahren verstärkte Aufmerksamkeit erhalten und wurde umfassend diskutiert (z. B. ANDELMAN & FAGAN 2000, ROBERGE & ANGELSTAM 2004). In der Regel werden zwei Anwendungsmöglichkeiten unterschieden: Zum einen ist dies die Lokalisierung potentieller Schutzgebiete und die Auswahl von Flächen im Rahmen eines Schutzgebietsnetzwerkes. Zum anderen dient das Konzept der Abgrenzung bereits ausgewählter Gebiete über die Flächenansprüche darin vorkommender Arten mit großem Raumbedarf. Nur wenige Untersuchungen berücksichtigen darüber hinaus die Möglichkeit, weitere Habitatfaktoren wie die Ressourcenverfügbarkeit oder das Vorhandensein wichtiger ökologischer Prozesse über Arten zu definieren.

FLEISHMAN ET AL. (2000) und BETRUS ET AL. (2005) untersuchen die Möglichkeit, potentielle Schutzgebiete nach der Verbreitung einer oder mehrerer Schirmarten auszuwählen und weisen für einzelne Artengruppen eine Korrelation ihres Auftretens mit dem Vorkommen anderer Spezies nach. BETRUS ET AL. (2005) zeigen, dass nach dem Auftreten verschiedener Schmetterlingstaxa ausgewählte Schutzgebiete in den Canyons des Great Basin (USA) auch den größten Teil anderer Schmetterlingsspezies und etwa die Hälfte aller regionalen Vogelarten beherbergen würden. Auch ANDELMAN & FAGAN (2000) können nachweisen, dass die Auswahl von Schutzgebieten auf der Grundlage des Schirmartenkonzeptes mehr Arten schützt als eine Auswahl nach dem Auftreten zufällig ausgewählter Spezies. In einer ähnlichen Analyse belegen RONDININI & BOITANI (2006) Mitnahmeeffekte zwischen so verschiedenen Artengruppen wie Amphibien und Säugern. Diese Anwendung des Schirmartenkonzeptes entspricht allerdings nicht mehr dem Ansatz von WILCOX (1984), sondern ist vielmehr mit der Verwendung von Biodiversitätsindikatoren gleichzusetzen, wie RONDININI & BOITANI (2006) anmerken.

Für diese Arbeit spielen deshalb die Untersuchungen anderer Autoren eine wichtige Rolle. So modellieren NOSS ET AL. (1996) den Habitatbedarf verschiedener Karnivoren in den Rocky Mountains (USA) und stellen fest, dass die auf dieser Grundlage abgegrenzten Schutzgebiete umfangreiche Mitnahmeeffekte für andere Arten gewährleisten können. Auch DEVRIES (1995) belegt einen Schirmeffekt großer Herbivoren bei der Bestimmung von Schutzgebietsgrößen in Westeuropa.

Zu einem gegenteiligen Ergebnis kommt eine der wenigen praktischen Untersuchungen, bei der CARO (2001) in einem afrikanischen Nationalpark mögliche Mitnahmeeffekte zwischen Großsäugern und Kleinsäugern analysiert. Interessanterweise wurde außerhalb des Nationalparks sowohl eine höhere durchschnittliche Vielfalt als auch eine höhere Dichte von Kleinsäugern festgestellt. CARO führt dies zum einen auf die bessere Nahrungsverfügbarkeit und Nahrungsqualität in den landwirtschaftlich genutzten Flächen außerhalb des Nationalparks zurück. Zum anderen geht er davon aus, dass das Fehlen von Großsäugern außerhalb des Parks zu einer geringeren Konkurrenz mit Kleinsäugern führt. Zusätzlich trägt die höhere Prädatorenrate innerhalb des Parks zu einer geringeren Kleinsäugerdichte bei. Die Studie zeigt, dass eine Auswahl von Schirmarten allein nach ihren Raumanprüchen nicht zwangsläufig zu Mitnahmeeffekten führt, da andere relevante Charakteristika einen ebenso starken Einfluss haben können.

Eine Analyse von 18 Studien zum Schirmartenkonzept von ROBERGE & ANGELSTAM (2004) belegt, dass in der Regel weder die Auswahl einer einzelnen Art (wie bei RUBINOFF 2001) noch eine isolierte Betrachtung von Raumanprüchen (wie bei BERGER 1997) einen effektiven Schutz anderer Arten gewährleisten kann und somit beide Vorgehensweisen zur Generierung von Mitnahmeeffekten ungeeignet sind. Studien, die den Schirmeffekt einer einzelnen Art testen, weisen dementsprechend nur begrenzte (SUTER ET AL. 2002, ROWLAND ET AL. 2006) oder gar keine Mitnahmeeffekte für weitere Arten nach (CARO 2001, RUBINOFF 2001). Einzelne Arten können offensichtlich nur dann einen Schirmeffekt erzeugen, wenn sie lokal einzigartige und langlebige Ökosysteme repräsentieren, zum Beispiel Höhlen oder Feuchtgebiete in ariden Regionen (LAUNER & MURPHY 1994). Während WILCOX (1984) noch von einzelnen Schirmarten spricht, weisen deshalb zahlreiche spätere Autoren auf die Notwendigkeit der Auswahl mehrerer Arten – eines so genannten Artenensembles – hin (LAUNER & MURPHY 1994, ROBERGE & ANGELSTAM 2004, ROWLAND ET AL. 2006).

Tatsächlich ist über die Auswahl von Schirmarten eine exakte Zieldefinition möglich. Damit werden die Fokussierung von Schutzmaßnahmen sowie die Überprüfung ihrer Effektivität gewährleistet. Zur Maximierung von Mitnahmeeffekten ist die offensichtlich die Auswahl mehrerer Arten aus verschiedenen Taxa erforderlich, wobei die Repräsentation der wichtigsten Ökosysteme und Landschaftstypen einer Region erforderlich ist (ANGELSTAM 1998A, 1998B, HESS & KING 2002). Die dafür erforderliche

Berücksichtigung verschiedener räumlicher Ebenen führt zu einem hierarchischen Auswahlverfahren: Arten mit großen Raumansprüchen dienen der Abgrenzung von (Schutz-) Gebieten, Arten mit kleineren Raumansprüchen, aber speziellen Ansprüchen an Ressourcen oder Strukturen definieren deren Verfügbarkeit in quantitativer und qualitativer Hinsicht. Durch die Integration ökologisch wichtiger Arten wird sichergestellt, dass die von ihnen abhängigen Spezies und ökologischen Prozesse erhalten bleiben. Jede Art repräsentiert damit nur einen Teil der Habitatfaktoren eines Lebensraumes und zugleich nur Arten mit vergleichbaren Ansprüchen.

Die Grundannahme, der Schutz von Schirmarten würde zu Mitnahmeeffekten für weitere Arten führen, lässt sich trotz der Vielzahl der durchgeführten Studien nicht endgültig belegen. Die meisten Arbeiten beschränken sich auf eine Analyse, welche Artengruppen von der hypothetischen Ausweisung von Schutzgebieten profitieren würden, wenn deren Lage und Größe über Schirmarten bestimmt wird. Damit können allenfalls Verbreitungskorrelationen untersucht werden, was einer Analyse der Wirksamkeit von Biodiversitätsindikatoren entspricht. Aussagen zu Mitnahmeeffekten, die bei der Umsetzung von Schutzmaßnahmen für die ausgewählten Arten möglicherweise erzielt werden können, sind mittels solcher Untersuchungen nicht möglich (ROBERGE & ANGELSTAM 2004).

Die fehlenden Analysen sprechen jedoch nicht gegen einen Einsatz des Schirmartenkonzepts. Da Entscheidungen zur Auswahl vorrangig schützenswerter Arten dringend erforderlich sind, stellt die Auswahl landschaftstypischer Arten eine sinnvolle Alternative zum häufig praktizierten Schutz gefährdeter und/ oder charismatischer Organismen dar. Dringend erforderlich sind jedoch Untersuchungen, die unter Berücksichtigung der genannten Aspekte auftretende Mitnahmeeffekte zu quantifizieren versuchen.

3.4 „Focal species“

LAMBECK (1997), BROOKER (2002) und FREUDENBERGER & BROOKER (2004) setzen ausgehend von Schirmartenkonzept einen neuen Schwerpunkt. Stellvertreterarten werden nun unter den Spezies ausgewählt, die besonders sensibel auf Gefährdungsprozesse reagieren. Die Ansprüche dieser „focal species“ dienen dazu, Mindestansprüche an die Habitatqualität eines Gebietes zu definieren. Managementmaßnahmen werden explizit

auf diese sensitiven Arten ausgerichtet. Auch bei den „focal species“ handelt es sich damit um ein funktionales Konzept.

Die Idee für das Konzept der „focal species“ geht auf eine Arbeit von LAMBECK (1997) zurück, die sich auf landwirtschaftliche Nutzflächen in Westaustralien konzentriert. Die Artenvielfalt dieses Gebietes ist durch Habitatverluste gefährdet, wobei insbesondere Fragmentierung eine Rolle spielt. LAMBECKS Ansatz besteht darin, Arten, die durch ähnliche Prozesse gefährdet sind, zu einer Gruppe zusammenzufassen. Aktuell nicht bedrohte Arten werden bei der Betrachtung ausgelassen. Im nächsten Schritt erfolgt eine Unterscheidung zwischen Arten, die (1) eine Habitatrestaurierung benötigen oder (2) in der Landschaft aktuell überleben könnten, wenn sich einzelne Managementmaßnahmen ändern würden. Die unter (1) fallenden Arten sind strukturabhängig und werden je nach Gefährdung weiter unterteilt in (a) *flächen-*, (b) *verbreitungs-* oder (c) *ressourcenlimitierte* Spezies. Das Überleben der Artengruppe (2) hängt dagegen vom Vorhandensein bzw. Fehlen entscheidender Prozesse ab, wie etwa dem Auftreten regelmäßiger Feuer.

Die *flächenlimitierten* (a) Arten werden den Haupthabitattypen der Landschaft zugeordnet. Die Art mit dem größten Raumanpruch innerhalb eines bestimmten Habitats wird als „focal species“ für dieses Habitat ausgewählt. Ihre Flächenbedürfnisse definieren somit die Mindestgröße des zu erhaltenden Habitats. LAMBECK geht davon aus, dass jeder Habitats teil mit mindestens einem Brutpaar oder einer sozialen Gruppe von „focal species“ groß genug ist, um auch das Überleben anderer dort vorkommender Arten mit geringeren Raumanprüchen zu sichern. Ähnlich wird bei der Bestimmung der *verbreitungslimitierten* (b) Arten vorgegangen. Sie werden nach ihren Mindestansprüchen hinsichtlich der Breite und Länge von Korridoren geordnet, welche die einzelnen Habitatstücke vernetzen. Die Art mit dem anspruchsvollsten Strukturbedürfnis wird als „focal species“ für die Struktur der Korridore ausgewählt. Die Auswahl der „focal species“ unter den *ressourcenlimitierten* (c) Arten richtet sich nach der Art, die am intensivsten von der Ressource abhängt.

Der „focal species“ – Ansatz hat in der Literatur eine intensive Diskussion hervorgerufen. So weisen etwa CAUGHLEY & GUNN (1995:231 ff.) auf die Schwierigkeiten bei der Identifizierung von Gefährdungsprozessen hin. LINDENMAYER ET AL. (2002) kritisieren die ihrer Ansicht nach implizit im Konzept enthaltene Annahme,

einzelne Gefährdungsprozesse würden als unabhängig voneinander betrachtet. LAMBECK (2002) weist dies zurück und argumentiert, dass in der Regel eine Kombination unterschiedlicher Gefährdungsfaktoren zur Bedrohung einer Art führt. Ziel des Konzeptes sei es, jeweils die Art mit der größten Sensitivität gegenüber einem Gefährdungsfaktor auszuwählen, weitere Gefährdungsfaktoren werden mittels anderer sensibler Arten erfasst. Im Ergebnis würden alle Gefährdungsfaktoren eines Gebietes über ausgewählte Arten bestimmt. Sensitive Arten können auch getrennt nach den räumlichen Ebenen der Gefährdungen ausgewählt werden (LAMBECK 2002).

Damit stellt der „focal species“ – Ansatz ein extrem datenintensives Verfahren dar, welches Angaben zur Sensitivität aller Arten eines bestimmten Gebietes gegenüber relevanten Gefährdungsfaktoren voraussetzt. Derartige Datensets sind in der Praxis nicht verfügbar (LINDENMAYER & FISCHER 2003). Allerdings werden „focal species“ unter gefährdeten Arten ausgewählt, wodurch bereits eine Auswahl besonders sensibler Arten vorliegt. Dennoch besteht ein zentrales Problem des Ansatzes in der mangelnden Datenverfügbarkeit für viele Artengruppen, wodurch Gefährdungen bestimmter Taxa nicht erkannt und bei der Auswahl von „focal species“ nicht berücksichtigt werden. LINDENMAYER ET AL. (2002) weisen darauf hin, dass eine Auswahl von Stellvertreterarten auf dieser Grundlage kaum der natürlichen Artenverteilung entspricht und insbesondere Wirbellose kaum erfasst.

Ein gravierender Mangel des „focal species“ – Konzeptes besteht zudem darin, dass nicht die nötigen Mindestpopulationsgrößen für den Erhalt der ausgewählten Arten berücksichtigt werden. Als Folge kann auch kein minimaler Raumanspruch für das Überleben einer lokalen Population bestimmt werden, was aber für eine exakte Definition durchzuführender Maßnahmen für den Erhalt einer lokalen Population erforderlich ist. Die Definition von Habitatgrößen nach den Ansprüchen eines einzelnen Brutpaares bzw. einer sozialen Gruppe sichert nicht den längerfristigen Erhalt der Art. LAMBECK (1997:854) weist explizit darauf hin: „ ... (the concept) does not provide a method of achieving a viable landscape – that is one that will retain its biota over time“. Die Ergänzung des Konzeptes durch Populationsgefährdungsanalysen ist deshalb zwingend erforderlich, anderenfalls repräsentieren die ausgewählten Arten nur die aktuelle Situation. Aussagen zur potentiellen Überlebensfähigkeit der Artenvielfalt des Gebietes sind auf dieser Grundlage nicht möglich.

Die Wirksamkeit des „focal species“ – Konzept ist sowohl theoretisch als auch empirisch kaum getestet werden. Aus diesem Grund existieren praktisch keine Aussagen zu Mitnahmeeffekten. Eine Ausnahme bildet die Studie von BROOKER (2002), welche sich allerdings auf Vögel beschränkt. BROOKER rechtfertigt dies mit der Häufigkeit dieser Artengruppe, den relativ unkomplizierten Untersuchungsmöglichkeiten sowie der Tatsache, dass es sich dabei vielfach um charismatische Arten handelt, weist aber zugleich auf die daraus resultierenden Einschränkungen hin: „Obviously, a focal community comprised only of resident land birds... is unlikely to represent the whole of the biota or even the whole bird community.“ (BROOKER 2002:203). Die Studie macht deutlich, wie der gravierende Datenmangel für zahlreiche taxonomische Gruppen die Anwendung des „focal species“ - Konzeptes erschwert. Zusätzlich erschwert wird eine Bewertung dadurch, dass vor allem das „focal species“ – Konzept als ein Sammelbegriff für andere artenbasierte Konzepte verwendet wird. So subsumieren HESS & KING (2002) und RUBINO & HESS (2003) unter diesem Ansatz auch Schlüsselarten und Schirmarten. Für eine genaue Analyse der Qualität des Konzeptes ist eine klare Abgrenzung jedoch zwingend erforderlich (CARO 2000).

Unabhängig davon finden HESS & KING (2002) eine pragmatische Lösung für das Problem des Datenmangels: die Anwendung der Delphi-Methode. Dabei wird durch eine Gruppe von Experten zuerst eine Liste potentieller „focal species“ erstellt und diese dann den entsprechenden Landschaftstypen und Gefährdungen zugeordnet. Dies führt letztendlich zu einer Auswahl von „focal species“, ohne dass eine Analyse aller im Gebiet auftretenden Arten erforderlich ist. Wie repräsentativ die ausgewählten Arten sind, hängt allerdings von Kenntnisstand und Spezialisierung der Experten ab, so dass hier bereits im Vorfeld auf eine möglichst breite Repräsentation von Artengruppen geachtet werden muss.

3.5 „Keystone species“

Der Begriff der „keystone species“ geht auf PAINE (1969) zurück. Er hatte in einem Experiment an den Felsenküsten Kaliforniens drei Jahre lang den Seestern *Pisaster ochracus* entfernt und die Folgen dieser Aktion beobachtet. PAINE stellte fest, dass der Seestern offenbar eine zentrale Rolle für die Stabilität des gesamten Systems bilden musste, denn in seiner Abwesenheit veränderte sich die Artenzusammensetzung

nachhaltig. Auf der Grundlage dieser Beobachtung entwickelte PAINE die Theorie der „keystone species“ oder Schlüsselarten als ein funktionales Konzept. Von Anfang an war er überzeugt, dass Schlüsselarten auch für den Artenschutz von Bedeutung sein würden. Seine Entdeckung lieferte den Beweis, dass eine einzelne Art einen so starken Einfluss auf ein System haben kann, dass ihre An- oder Abwesenheit zu gravierenden Veränderungen in diesem führt.

Seit seiner ersten Definition bei PAINE ist der Begriff der Schlüsselarten sehr unterschiedlich verstanden worden (zur Diskussion siehe KHANINA 1998, VANCLAY 1999 und DAVIC 2000). Widersprüchliche Ansichten bestehen darin, ob nur solche Arten als Schlüsselart bezeichnet werden dürfen, die andere potentiell dominante Arten kontrollieren, so wie von PAINE vorgesehen. DAVIC (2000) schlägt vor, den Terminus einer Schlüsselart für das klassische Konzept zu reservieren und Arten, die ebenfalls einen relativ großen Einfluss auf ein ökologisches System haben, als „ecologically dominant species“ zu bezeichnen. Dieser engen Interpretation des Begriffs steht die Verwendung von POWER ET AL. (1996) entgegen, nach der eine Schlüsselart verstanden wird als: „...a species whose effect is large, and disproportionately large relative to its abundance.“ (POWER ET AL. 1996 in PAYTON ET AL. 2002:6) Damit ist das Kriterium nicht die Größe des Einflusses, sondern das Verhältnis zwischen der Rolle einer Art und ihrer Biomasse. Buchen in einem Buchenwald sind zwar dominante Arten (und haben einen großen Einfluss), treten aber zugleich so häufig auf, dass dieser Einfluss im Verhältnis zu ihrer Biomasse nicht sehr groß ist und würden deshalb nicht als Schlüsselarten gelten (PAYTON ET AL. 2002).

PAYTON ET AL. (2002) unterscheiden Schlüsselarten nach ihrer funktionalen Rolle im Ökosystem in vier Typen. Typ 1 sind die klassischen Schlüsselarten, die andere potentiell dominante Arten kontrollieren. Dazu gehören Prädatoren, die Beutepopulationen beeinflussen, oder Herbivoren, die durch das Abfressen potentiell dominanter Pflanzenarten Raum für andere Arten schaffen und damit zur Erhöhung der Vegetationsdiversität beitragen. Typ 2 sind Arten, die als „Schlüsselressource“ für andere Arten dienen, wie etwa Pflanzen, die während einer fruchtbaren Periode fruchten. Sie können die Diversität der von ihnen abhängigen Arten nachhaltig beeinflussen, da Schlüsselressourcen während saisonaler Ressourcenengpässe die Tragekapazität eines Habitates bestimmen. Typ 3 wird von Arten gebildet, die miteinander in einer Symbiose

leben, die für mindestens einen der Partner lebensnotwendig ist. Dies wird auch als Mutualismus bezeichnet. Typ 4 bilden die so genannten „ecosystem engineers“, die durch physische Veränderungen ihrer Umwelt Ressourcen für andere Arten schaffen. Das bekannteste Beispiel ist der Biber (*Castor fiber*), der durch den Bau von Dämmen Biberseen schafft. Darüber hinaus wirken aber eine Vielzahl anderer Arten ebenfalls als „ecosystem engineers“: Bienenfresser (*Merops apiaster*) schaffen in ariden Gebieten durch das Graben ihrer Nester Brutmöglichkeiten für andere Vögel (CASAS-CRIVILLÉ & VALERA 2005), Kap-Stachelschweine (*Hystrix africaeaustralis*) durchwühlen den Boden und fördern so die Ansiedlung von Geophyten (BRAGG ET AL. 2005).

Für die Bestimmung von Schlüsselarten ist eine Quantifizierung ihres Einflusses auf die jeweilige Lebensgemeinschaft oder das Ökosystem notwendig. POWER ET AL. (1996) schlagen vor, dazu den von MILLS ET AL. (1993) entwickelten „community importance“ – Index zu verwenden. Dieser Index misst den Einfluss einer Art auf die Eigenschaften einer Lebensgemeinschaft (Produktivität, Artenreichtum usw.) durch die Veränderungen, die durch eine Zu- bzw. Abnahme der vermutlichen Schlüsselart ausgelöst werden. Er wird meist in Biomasse angegeben. Ein konkretes Beispiel wäre: Welche Auswirkungen hat die An- oder Abwesenheit von 50 Tonnen Elefantenbiomasse (entspricht ca. 10 Afrikanischen Elefanten) auf die Diversität und Landschaftsstruktur einer Akaziensavanne in Botswana? Die Messung eines solchen Einflusses ist am einfachsten, wenn die Art entfernt wird – so, wie PAINE dies am Beispiel des Seesterns praktiziert hat. Dies ist in der Praxis nicht durchführbar und macht die Identifizierung von Schlüsselarten problematisch (POWER ET AL. 1996).

Der Schutz einer erfolgreich identifizierten „keystone species“ ermöglicht, eine zentrale Voraussetzung für den Erhalt einer Lebensgemeinschaft oder eines Ökosystems gezielt zu bewahren bzw. wieder herzustellen. Es kann davon ausgegangen werden, dass Schlüsselarten aufgrund ihrer funktionalen Rolle in jedem Fall Mitnahmeeffekte generieren. SIMBERLOFF (1998) weist zudem darauf hin, dass über Schlüsselarten das Verständnis für die Struktur und Funktion von Ökosystemen gefördert wird. Ihre Verwendung als Naturschutzkonzept sieht er deshalb als eine Möglichkeit, artenbasierte Ansätze mit Ökosystemmanagement zu verbinden. Darüber hinaus bietet die Identifizierung von Schlüsselarten auch die Möglichkeit, vorrangig jene Arten zu

erhalten, deren Ökosystemleistungen nachweislich relevant für die menschliche Existenz sind (MYERS 1985).

In der Regel wird das Schlüsselarten-Konzept allein allerdings als ungeeignet oder zumindest unzureichend für die Umsetzung von Artenschutz angesehen (CARO & O'DOHERTY 1998). Dies ist vor allem auf die Schwierigkeit zurückzuführen, Schlüsselarten eindeutig zu identifizieren (MILLS ET AL. 1993). Eine systematische Untersuchung würde ökologische Experimente in großem Ausmaß erfordern, was nicht nur zeit- und kostenintensiv ist (SIMBERLOFF 1998), sondern insbesondere bei gefährdeten Arten kaum vertretbar wäre. Wo Schlüsselarten jedoch bekannt sind, sollten sie gezielt geschützt werden. Bereits WILCOX (1984) integrierte Schlüsselarten als „ecologically significant species“ in das Schirmartenkonzept.

3.6 Flaggschiffarten

Flaggschiffarten („flagship species“) sind charismatische Tiere mit einer großen Öffentlichkeitswirkung. Meist handelt es sich dabei um besonders attraktive Arten oder solche, denen bestimmte positive Eigenschaften zugewiesen werden: „königliche“ Adler, „intelligente“ Delfine oder „niedliche“ Robben. Sie stehen stellvertretend für eine Organisation, ein bedrohtes Ökosystem, eine konkrete Gefährdungsursache bzw. eine bestimmte Kampagne. So ist der Große Panda (*Ailuropoda melanoleuca*) das Symbol des

WWF⁴, der Delacour-Langur⁵ (*Trachyphitescus delcourii*) stellt das offizielle Symbol für den Cuc Phoung Nationalpark im Nordosten Vietnams dar, und der Sibirische Tiger (*Panthera tigris altaica*) symbolisiert die gefährdeten borealen Nadelwälder Sibiriens.

Da Flaggschiffarten zur Akzeptanzerhöhung und zur Einwerbung von Spendengeldern eingesetzt werden, erfolgt ihre Auswahl nach völlig anderen Kriterien als bei den bisher genannten Konzepten: sie werden nicht nach funktionalen, sondern nach strategischen Gesichtspunkten ausgewählt. Solche charismatischen Arten sind in der Regel Säuger oder Vögel, seltener Amphibien und Reptilien. Eine der wenigen Ausnahmen stellt der indonesische Komodo-Waran (*Varanus komodensis*) dar, der allerdings mit einer beeindruckenden Größe von bis zu 3m und der Tatsache, dass man die Tiere beim Zerreißen von Ziegen beobachten kann, über ein gewisses Attraktionspotential verfügt. Insekten oder andere Wirbellose werden aufgrund ihres geringen Bekanntheitsgrades nur selten als Flaggschiff ausgewählt. Für viele Kampagnen werden endemische oder stark gefährdete Arten bevorzugt, wobei ein hoher internationaler Bekanntheitsgrad vorteilhaft ist.

In einigen Fällen werden Flaggschiffarten auch zur Ausweisung von Schutzgebieten eingesetzt. Die USA, Indonesien und Belize weisen auf der Grundlage des Vorkommens charismatischer Arten (und damit potentieller Flaggschiffe) Schutzgebiete aus. In einer

⁴ Der World Wide Fund for Nature ist eine der größten Naturschutzorganisationen der Welt und ist in etwa 100 Ländern tätig.

⁵ Diese Affenart kommt nur noch in einem kleinen Gebiet in Nord-Vietnam vor und zählt zu den am stärksten gefährdeten Primaten der Welt.

Studie dazu konnten CARO ET AL. (2004) allerdings keine Korrelationen zwischen dem Auftreten von Flaggschiffarten und hohen Individuenzahlen oder Dichten anderer Wirbeltiere nachweisen. Dies ist nicht überraschend, da bei ihrer Auswahl ökologische bzw. funktionale Kriterien in der Regel nicht berücksichtigt werden. Viele Flaggschiffarten stellen auch deshalb kein geeignetes Managementziel dar, weil ihre Habitatansprüche zu allgemein oder zu speziell sind, und weil es sich stets nur um eine einzelne Art handelt (CARO & O'DOHERTY 1998). Die mangelnde Generierung von Mitnahmeeffekten durch einzelne Arten wurde bereits im Zusammenhang mit dem Schirmartenkonzept angesprochen.

Daraus folgt, dass das Flaggschiffkonzept für eine Fokussierung von Artenschutzmaßnahmen in der Regel nicht geeignet ist. Für die Steigerung der Akzeptanz solcher Maßnahmen, die Einwerbung von Mitteln und damit für einen erfolgreichen Artenschutz kann die Integration charismatischer Arten in funktionale artenbasierte Konzepte jedoch von entscheidender Bedeutung sein (WILLIAMS ET AL. 2000).

3.7 Landschaftsarten

Das Landschaftsartenkonzept ist das jüngste aller artenbasierten Konzepte und wurde erst 2000 von der Wildlife Conservation Society⁶ entwickelt. Bei der Auswahl von

⁶ Die Wildlife Conservation Society ist eine US-amerikanische Naturschutzorganisation, die ein Netz von Schutzgebieten weltweit unterhält.

Stellvertreterarten werden sowohl funktionale als auch strategische Kriterien angewendet. Ziel des Konzeptes ist die Erhaltung „lebendiger“ Landschaften mit ihren Lebensgemeinschaften. Diese Landschaften werden durch die Habitatansprüche der darin vorkommenden Arten abgegrenzt sowie in ihrer Struktur, Ressourcenverfügbarkeit etc. definiert. Das Konzept wird ausschließlich innerhalb der Wildlife Conservation Society angewendet und ist kaum publiziert worden. Aktuelle Anwendungen beschränken sich auf große Naturräume in Asien und Amerika (COPPOLILLO, persönliche Mitteilung).

Das Landschaftsartenkonzept baut auf frühere artenbasierter Ansätze auf, strebt aber ihre Erweiterung hin zu einer größeren Konkretisierung an: „The approach builds on other species based approaches (...) but differs in describing not just how to select species to focus conservation effort, but actually to focus that effort through a conceptual, spatially explicit methodology for systematical thinking about conservation landscapes in terms of biological requirements and human use.“ (SANDERSON ET AL. 2002:43).

Als Landschaftsarten werden Spezies bezeichnet, die große, ökologisch diverse Gebiete nutzen und darüber hinaus einen signifikanten Einfluss auf die Struktur und Funktion dieser Ökosysteme haben (REDFORD ET AL. 2000). Ebenso wie beim Schirmartenansatz sollen die Habitatansprüche ausgewählter Stellvertreterarten unterschiedliche Eigenschaften eines Gebietes beschreiben. Darüber hinaus enthält das Landschaftsartenkonzept Elemente des „focal species“ – Ansatzes, da auch die Sensitivität gegenüber menschlichen Einflüssen eine Rolle bei der Artenauswahl spielt.

COPPOLILLO ET AL. (2004) entwickeln eine Methodik für die systematische Auswahl von Landschaftsarten und erläutern ihr Vorgehen beispielhaft in zwei Gebieten. Sie unterscheiden zwischen (1) der Abgrenzung und Beschreibung eines bereits grob ausgewählten Gebietes, welches als Ziellandschaft (target landscape) bezeichnet wird und (2) der Auswahl von Stellvertretern innerhalb einer Lebensgemeinschaft oder Gruppe von Arten. Beide Beispiele basieren auf (1).

Die potentiellen Landschaftsarten sollen alle Habitat- und Landnutzungstypen der Ziellandschaft umfassend repräsentieren können. In Ermanglung vollständiger Datensätze wird dies von Experten vorgenommen, die eine möglichst objektive Vorauswahl charakteristischer und landschaftstypischer Spezies treffen sollen, den Kandidatenpool. Damit wird der Tatsache Rechnung getragen, dass vollständige Informationen über alle Arten eines Gebietes nicht zu erhalten sind. Je nach

Kenntnisstand der beteiligten Experten ist es allerdings möglich, dass wichtige Arten oder ganze Artengruppen übersehen werden.

COPPOLILLO ET AL. (2004) bewerten die Arten des Kandidatenpools nach fünf Kriterien:

(1) Die Ansprüche der Arten an die Größe ihres Habitats werden nach verschiedenen Teilkriterien bewertet, z. B. der Verbreitung und Verteilung innerhalb des Gebietes (Dispersion) und dem Raumanspruch einer Population. Arten mit großen Raumansprüchen erhalten mehr Punkte als Arten mit kleineren Raumansprüchen. Fehlende Daten werden mithilfe einer Skala abgeschätzt (< 10 km, 10-25 km, > 25 km).

(2) Das Ausmaß an Heterogenität der Ziellandschaft, also die Zusammensetzung und Anordnung von Landschaftselementen darin, wird durch den Anteil unterschiedlicher Habitattypen ermittelt, die eine Art benötigt. Zusätzlich wird die administrative Verwaltung dieser Habitate erfasst. So können Spezies mit großen Raumansprüchen sowohl innerhalb eines Schutzgebietes als auch außerhalb davon auftreten. Arten mit größeren Ansprüchen an Heterogenität werden höher bewertet als solche mit geringeren Ansprüchen oder Generalisten ohne spezielle Ansprüche.

(3) Arten, die sensibel auf Gefährdungen reagieren, gelten als besonders geeignete Schutzziele (LAMBECK 1997). Um das Ausmaß einer Gefährdung festzustellen, kann diese nach ihrer Schwere, Dringlichkeit, der Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens und der davon betroffenen Fläche bewertet werden (NATURE CONSERVANCY 2000). Dazu werden zunächst alle potentiellen Gefährdungsfaktoren erfasst und danach die Stärke ihres Einflusses auf die jeweilige Art abgeschätzt. Stärker gefährdete Arten werden höher bewertet als weniger stark gefährdete Arten.

(4) Nach dem Kriterium der Funktionalität wird bewertet, ob Arten eine besondere Rolle als Schlüsselart für ein Ökosystem spielen. Dabei werden die möglichen Einflüsse von Arten auf eine oder mehrere Funktionen bzw. Prozesse in der Ziellandschaft abgeschätzt. Je stärker dieser Einfluss ist, umso mehr Punkte erhält die Art.

(5) Zusätzlich wird die sozio-ökonomische Bedeutung der Arten bewertet. Diese können sowohl eine positive Rolle haben (etwa als potentielle Flaggschiffart) oder beispielsweise von ökonomischem Wert sein. Berücksichtigt wird auch, dass einige Arten negative Assoziationen hervorrufen, wie etwa Prädatoren oder Schädlinge.

Durch Addieren der Punkte aus allen Kategorien wird die Art mit der höchsten Punktzahl ermittelt und als erste Landschaftsart ausgewählt. Die Auswahl weiterer Arten entsprechend ihrer Punktzahl wird solange fortgesetzt, bis die Ansprüche aller Arten des Kandidatenpools abgedeckt werden und somit alle Habitattypen der Ziellandschaft repräsentiert sind. COPPOLILLO ET AL. (2004) geben an, dass in den von ihnen untersuchten sieben Gebieten zwischen vier und sechs Arten ausreichen, um diese Repräsentanz zu erzielen. Sie weisen allerdings darauf hin, dass diese Anzahl je nach Habitatdiversität, den relevanten Gefährdungsfaktoren und der Menge der als Kandidaten vorgesehenen Arten variieren kann.

Das Landschaftsartenkonzept beinhaltet Elemente von vier bereits genannten artenbasierten Konzepten: Schirmarten, „focal species“, Schlüsselarten und Flaggschiffarten. Es baut somit auf verschiedenen Ansätzen auf und kann dadurch eine große Bandbreite an Ansprüchen abdecken. Insbesondere die Integration eines strategischen Auswahlkriteriums macht das Landschaftsartenkonzept zu einem geeigneten Konzept für die Umsetzung von Artenschutz. Alle Auswahlkriterien sind gut nachvollziehbar, ihre Anwendung wird durch eine einfach verständliche Software (Landscape Species Selection Software, Version 2.0) stark erleichtert. Die zielgenaue Auswahl von Stellvertreterarten ist beim Vorliegen der entsprechenden Daten damit sehr gut möglich. Eine Überprüfung, ob durch das Konzept Mitnahmeeffekte möglich sind, ist aufgrund fehlender Studien nicht möglich. Ihre Generierung ist dann wahrscheinlich, wenn es gelingt, tatsächlich alle Habitate einer Ziellandschaft durch die ausgewählten Arten zu repräsentieren.

Eine Anwendung des Landschaftsartenkonzeptes ist auch in Kulturlandschaften wie Mitteleuropa möglich (GINSBERG, persönliche Mitteilung). Angesichts der wesentlich kleineren Flächen, der eventuellen Abwesenheit großer Wirbeltiere sowie der Tatsache, dass ein Großteil der Artenvielfalt in diesem Raum nutzungsabhängig ist, muss ganz besonders auf eine Integration verschiedener Raumebenen geachtet werden. Dies erfordert die Berücksichtigung der Habitatansprüche einer wesentlich größeren Anzahl von Organismen, u. a. von Amphibien, Reptilien und Wirbellosen. Das folgende Konzept erfüllt diese Anforderungen im Besonderen. Es wurde in Deutschland entwickelt und praktisch angewendet. In der internationalen Literatur zu artenbasierten Konzepten taucht

das Zielartenkonzept nicht auf, was angesichts seiner Eignung für den mitteleuropäischen Raum bedauerlich ist.

3.8 Das Zielartenkonzept

Die Grundzüge des Zielartenkonzepts wurden von HOVESTADT ET AL. (1991) und MÜHLENBERG (1993) entwickelt. Die detaillierte Ausarbeitung sowie erste praktische Anwendungen stammen von ALTMOOS (1997, 1999). VOGEL (1996:179) definiert Zielarten als „... ausgewählte Arten, die der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzzielen dienen. Die von ihnen bewohnten Lebensräume sollen so gesichert werden, dass die Zielarten darin eine möglichst lange Überlebenschance unter möglichst natürlichen Bedingungen haben.“

Zielarten erfüllen nach ALTMOOS (1997) drei Funktionen:

- Sie dienen Zielsetzungen im Naturschutz.
- Sie ermöglichen eine nachvollziehbare Ableitung von Schutzmaßnahmen, eine Kontrolle ihres Erfolges und damit auch der eingesetzten Mittel.
- Durch den klaren Raumbezug soll ihr Schutz Mitnahmeeffekte für weitere Arten der gleichen Lebensgemeinschaft ermöglichen.

Die Berücksichtigung spezieller Habitatansprüche auf verschiedenen räumlichen Ebenen in einem Lebensraum erfolgt beim Zielartenkonzept durch die Auswahl eines Zielartensystems (RECK 1993). Die ausgewählten Arten sollen komplementäre Habitatansprüche aufweisen, damit die Mitnahmeeffekte für den jeweiligen Bezugsraum maximal sind. ALTMOOS (1997) definiert ein solches Zielartensystem als „... eine möglichst geringe Auswahl von Zielarten (Überschaubarkeit), die gleichzeitig stellvertretend und umfassend repräsentativ für möglichst viele (alle) Arten, Lebensgemeinschaften, Landschafts- und Lebensraumtypen einer Bezugsregion sind und auch für einzelne Lebensraumtypen stets Mehr-Arten-Systeme darstellen (Vielgestaltigkeit).“ Diese Arten:

- repräsentieren unterschiedliche Raumebenen mit den entsprechenden Teillebensräumen,
- umfassen verschiedene Taxa,

- repräsentieren verschiedene Typen von Arten (z. B. Karnivore/ Herbivore oder mobile/ weniger mobile Arten).

ALTMOOS (1997) wählt Zielarten nach Raumebenen aus und unterteilt dazu den Bezugsraum in vier hierarchisch geordnete Ebenen. Die oberste Ebene wird als **Landschaftsausschnitt** bezeichnet. Ein Landschaftsausschnitt beinhaltet verschiedene Einzellebensräume und wird durch Arten mit einem Flächenanspruch von mehr als 5 km² repräsentiert. Eine solche Zielart ist der Seeadler (*Haliaeetus albicilla*), der als Einzellebensräume neben Gewässern als Nahrungshabitate auch störungsarme Wälder für die Brut benötigt. Auch kleinere Organismen können einen Landschaftsausschnitt repräsentieren, wie etwa Amphibien, die zwischen Winter- und Sommerhabitaten wandern. Die nächste Ebene sind die so genannten **Lebensraumkomplexe**. Dabei handelt es sich um räumlich-funktional eng verbundene Lebensraumtypen mit einer Fläche von einigen ha bis maximal 5 km². Lebensraumkomplexe werden zum Beispiel durch Arten wie den Eisvogel (*Alcedo atthis*) repräsentiert, der sowohl Fließgewässer zur Nahrungssuche benötigt als auch auf bestimmte Uferstrukturen (Abbruchkanten für die Anlage von Bruthöhlen, überhängende Vegetation für die Ansitzjagd) angewiesen ist. Daran schließt sich die Ebene der **Lebensraumbereiche** an, die im Gegensatz zu den Lebensraumkomplexen aus deutlich abgrenzbaren Bereichen bestehen und den Gesamtlebensraum einer Zielart bilden. Ein Lebensraumbereich umfasst in etwa den gleichen Flächenanspruch wie ein Lebensraumkomplex, also einige ha bis 5 km². Als kleinste Gliederungsebene werden **Strukturen** ausgewiesen, bei denen es sich um räumlich klar abgrenzbare Flächen mit einer Größe von mehreren m² bis wenigen ha handelt.

ALTMOOS (1999) basiert die Auswahl von Zielarten auf eine Anzahl von Kriterien und unterscheidet Ausschlusskriterien von Einzelkriterien. Während erstere von jeder Zielart zu erfüllen sind, muss jedes Einzelkriterium von mindestens einer Art des Artenensembles erfüllt werden. Folgende Ausschlusskriterien sind demnach anzuwenden:

- Zielarten sind stets heimische Arten, d.h. sie kommen entweder aktuell in dem betrachteten Gebiet vor oder haben eine reelle Chance, dieses erneut zu besiedeln.

- Zielarten müssen methodisch gut zu erfassen sein. Darüber hinaus sollten grundlegende Kenntnisse über die Arten vorhanden sein (Verbreitung, Lebensweise).
- Zielarten haben aktuell und potentiell eine reelle Überlebenschance. Bei Teilpopulationen ist zu berücksichtigen, dass der Erhalt der Art unter Umständen nicht allein innerhalb des Bezugsraumes gewährleistet werden kann, der Erhalt einer Teilpopulation jedoch einen wichtigen Beitrag dazu leisten kann.
- Zielarten müssen eine Mitnahmewirkung für möglichst viele andere Organismen ihres Lebensraumes aufweisen. In der Regel wird dieses Kriterium vor allem von Arten mit komplexen Raumansprüchen erfüllt. Bei der Beurteilung der Mitnahmewirkung ist zu beachten, dass diese je nach betrachteter Raumebene sehr unterschiedlich ausfällt (z.B. Mitnahmewirkung eines Insekts innerhalb der Ebene der Strukturen versus Mitnahmewirkung eines Greifvogels auf der Ebene eines Landschaftsausschnitts).
- Zielarten sollen charismatisch sein, um auch als Flaggschiffart eingesetzt zu werden. Dieses Kriterium kann jedoch nur von wenigen Arten erfüllt werden und ist deshalb besser den Einzelkriterien zu zuordnen.

Zusätzlich schlägt ALTMOOS (1999) die Anwendung von acht Einzelkriterien vor:

- Arten sind vorzugsweise auszuwählen, wenn sie einen überregionalen Verbreitungsschwerpunkt im Zielgebiet haben oder in diesem eine besonders gute Lebensraumqualität vorhanden ist.
- Arten am Randbereich ihres gegenwärtigen natürlichen Vorkommens müssen ausgewählt werden.
- Arten, die als Reliktorkommen oder Endemiten⁷ auftreten, sind besonders zu berücksichtigen.
- Überregional besonders gefährdete Spezies müssen besonders berücksichtigt werden.
- Arten mit einer Schlüsselfunktion sind vorzugsweise auszuwählen.
- Auch Arten mit einer geringen Ausbreitungs- und Etablierungsfähigkeit müssen besonders berücksichtigt werden, da ihre Vorkommen kaum „wiederhergestellt“ werden können.
- Störanfällige Arten können das Zielartenensemble als Indikatoren für ungestörte Räume ergänzen.
- Auch Arten mit anderen Indikatorfunktionen sind aufgrund ihres großen Wertes für die Forschung besonders zu berücksichtigen.

⁷ Als Endemiten werden Arten bezeichnet, die nur in einer bestimmten, geografisch eindeutig abgrenzbaren Region auftreten.

Bei der Auswahl der Arten werden diese zunächst nach der Anzahl der erfüllten Einzelkriterien geordnet. Gleichrangige Arten werden nach ihrem Gefährdungsgrad geordnet, bei einer weiteren Gleichrangigkeit erfolgt eine Ordnung nach der Höhe der geschätzten Mitnahmewirkung. Die Auswahl des Zielartensystems ist komplett, wenn alle Teilhabitate durch Arten repräsentiert sind. Für die ausgewählten Arten werden Populationsgefährdungsanalysen (PVA) durchgeführt, was Informationen zur Populationsbiologie und -genetik, zu Habitatansprüchen sowie zu den jeweiligen Gefährdungsursachen verlangt (VOGEL ET AL. 1996). Vorrangiges Ziel ist in diesem Zusammenhang die Feststellung von Schlüsselfaktoren, welche die Entwicklung einer Population beeinflussen. Daraus lassen sich über Modelle verschiedene Szenarien erstellen, auf deren Grundlage die entsprechenden Maßnahmen für den Schutz der Arten bestimmt werden können. Ist die Durchführung einer PVA nicht möglich, zum Beispiel wenn kurzfristig Entscheidungen getroffen werden müssen (Beurteilung von Eingriffen durch Baumaßnahmen, Notwendigkeit der schnellen Umsetzung praktischer Schutzmaßnahmen), schlagen HOVESTADT ET AL. (1991) eine Schnellprognose vor. Dabei sollen über einen Zeitraum von etwa einem halben Jahr Grobdaten über Vorkommen, Verbreitung und Habitatqualität aus der Literatur und durch unterstützende Datenerhebungen im Gelände erfasst werden, um dann geeignete Schutzmaßnahmen entwickeln zu können.

Ähnlich wie das Landschaftsartenkonzept ermöglicht das Zielartenkonzept die Auswahl einer repräsentativen Artengruppe anhand von klaren Kriterien. Auch hier ist der kritische Punkt die Vorauswahl geeigneter Arten. Für das Biosphärenreservat Rhön wählte ALTMOOS (1997) aus etwa 1.000 Arten, für die genügend Daten verfügbar waren, zunächst 109 Zielarten aus und reduzierte die Auswahl dann auf 72 Arten. Die Spannbreite der Arten reichte dabei von Vögeln (z. B. Schwarzstorch *Ciconia niger*) über Amphibien (z. B. Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans*) bis hin zu Wirbellosen (z. B. der Laufkäferart *Carabus monilis*). Der Schwarzstorch repräsentiert den gesamten Bezugsraum, die Geburtshelferkröte einen Teil der Stillgewässer und *Carabus monilis* trockene Magerrasen.

Ebenso wie das Konzept der Landschaftsarten baut auch das Zielartenkonzept auf dem Schirmartenkonzept auf. Seine explizite Berücksichtigung unterschiedlicher Raumebenen ist für die mitteleuropäische Kulturlandschaft besonders relevant, um die

verschiedenen nutzungsgeprägten Strukturen abzubilden. Die damit verbundene Auswahl eines großen Zielartenensembles ist in diesem Raum vermutlich unvermeidlich.

3.9 Zusammenfassung und Bewertung artenbasierter Konzepte

Im Rahmen der Literaturanalyse wurden sieben artenbasierte Konzepte analysiert, um eines davon als Grundlage zur Prioritätensetzung im Artenschutz zu bestimmen. Dieses Konzept muss zwei Anforderungen genügen: Es soll eine zielgenaue Auswahl von Stellvertreterarten ermöglichen, so dass eine Fokussierung eingesetzter Mittel und eine Überprüfung des Erfolgs möglich ist (1), und es soll durch die Generierung möglichst maximaler Mitnahmeeffekte die Kosteneffektivität der eingesetzten Mittel erhöhen (2).

Eine zentrale Schwierigkeit der Analyse war die von einigen Autoren vorgenommene Erweiterung angewandter Konzepte, was zu einer **unklaren Abgrenzung** und Problemen bei der Zuordnung der Ergebnisse führte (so auch FAVREAU ET AL. 2006, CARO 2000). Dennoch kann eine grundlegende Einschätzung artenbasierter Konzepte vorgenommen werden. So ist ihre Anwendung grundsätzlich mit dem Problem des **Datenmangels** konfrontiert. Dies trifft besonders auf den „focal species“ – Ansatz zu, der den Anspruch hat, für jeden Gefährdungsfaktor die sensitivsten Arten auszuwählen. Eine Folge fehlender Daten ist die mangelnde Berücksichtigung von weniger gut untersuchten Artengruppen, insbesondere bei den Wirbellosen. Die Bandbreite der ausgewählten Stellvertreterarten entspricht dadurch nicht der natürlichen Artenverteilung, sondern konzentriert sich auf Wirbeltiere. Dies ist in sehr großen, kaum nutzungsgeprägten Naturräumen weniger problematisch als in Mitteleuropa. Hier wäre eine Auswahl von unter 10 Arten – wie dies in den Studien zum Landschaftsartenkonzept vorgenommen wurde – völlig unzureichend. COPPOLILLO ET AL. (2004) weisen außerdem darauf hin, dass angesichts des Datenmangels spätere Erkenntnisse eine Adaptation der ausgewählten Arten erforderlich machen können.

Verschiedene Autoren haben argumentiert, dass die ausgewählten Stellvertreterarten neben **funktionalen** auch **strategische Kriterien** erfüllen müssen (CARO & O'DOHERTY 1999, CARIGNAN & VILLARD 2002). Von den untersuchten Konzepten ist dies nur beim Landschaftsarten- und beim Zielartenkonzept explizit vorgesehen. Eine Integration strategischer Auswahlkriterien wäre allerdings darüber hinaus auch beim Schirmartenkonzept und dem „focal species“ – Ansatz möglich.

Die meisten Autoren stimmen darin überein, dass artenbasierte Konzepte nur über die **Auswahl mehrerer Arten** funktionieren. Nur in ganz speziellen Habitaten genügt der Einsatz einer Art, wie LAUNER & MURPHY (1994) dies am Beispiel der Repräsentanz eines Schmetterlings für Grasslandfragmente und deren natürliche Vegetation zeigen konnten. Fraglich ist allerdings, ob tatsächlich fast 100 Arten erforderlich sind, wie ALTMOOS (1997) für das Biosphärenreservat Rhön angibt. Hier ist zwischen der notwendigen Exaktheit und dem damit verbundenen Kostenaufwand abzuwägen. So dürfte die Durchführung von Schutzmaßnahmen für 100 Arten kaum finanzierbar sein.

In der Regel ist die **Auswahl von Arten unterschiedlicher Taxa erforderlich**. SERGIO ET AL. (2006) zeigen allerdings, dass bestimmte Artengruppen wie Greifvögel, die als Prädatoren am Ende der Nahrungskette stehen, gleichzeitig als Schirm-, Schlüssel-, Indikator- und Flaggschiffart eingesetzt werden können. Dies dürfte jedoch nur für wenige Arten zutreffen. So können LINNELL ET AL. (2000) diese Ergebnisse für andere Prädatoren wie Bären und Wölfe nicht bestätigen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass alle vorgestellten Konzepte eine zielgenaue Artenauswahl und damit die Fokussierung von Mitteln und die Überprüfung ihres Einsatzes ermöglichen. Das Indikatorartenkonzept wurde allerdings aufgrund seiner generellen Ausrichtung als ungeeignet eingestuft. Weitaus schwieriger gestaltet sich die Überprüfung potentieller Mitnahmeeffekte. Hier ist eine Aussage, welches Konzept besonders große Mitnahmeeffekte generiert, kaum möglich. Auch FAVREAU ET AL. (2006) führen an, dass aufgrund der Unterschiede zwischen den von ihnen evaluierten Studien (z.B. Raumbezug, angewandte Kriterien, Unterschiede zwischen den zugrunde liegenden Definitionen) eine übergreifende Bewertung nicht durchgeführt werden kann. Obwohl ihre Anwendung mit den genannten Problemen verbunden ist und die Aussagen zu ihrer Wirksamkeit widersprüchlich sind, stellen artenbasierte Konzepte eine entscheidende Option zur Prioritätensetzung im Artenschutz dar. Das als potentielle Alternative diskutierte Ökosystemmanagement ist ebenso vom Problem der mangelnden Datenverfügbarkeit betroffen. Darüber hinaus besteht hier die Schwierigkeit, klare Schutzziele zu definieren sowie Arten angemessen zu berücksichtigen. Unbestritten dürfte sein, dass die Fokussierung auf gefährdete und/ oder charismatische Spezies dem Anspruch eines umfassenden Arterhalts nicht gerecht werden kann.

Von den betrachteten Konzepten erscheinen insbesondere das Landschaftsarten- und das Zielartenkonzept als geeignet, prioritär schützenswerte Stellvertreterarten zu definieren. Beide basieren auf dem Schirmartenkonzept, integrieren aber strategische Kriterien, was für die Akzeptanz von Artenschutz eine wichtige Rolle spielt. Das Zielartenkonzept ist durch die explizite Berücksichtigung unterschiedlicher Raumebenen für den Einsatz in nutzungsgeprägten Regionen wie Mitteleuropa dem Landschaftsartenkonzept vorzuziehen.

4. Umweltpolitische Instrumente im Artenschutz

Im vierten Kapitel wird der Einsatz umweltökonomischer Instrumente im Artenschutz diskutiert. Nach einer kurzen Erläuterung ihrer Wirkung erfolgt ein Überblick über die Klassifikation umweltpolitischer Instrumente. Im Anschluss daran werden verschiedene Kriterien für ihre Anwendung und Evaluierung diskutiert und auf die einzelnen Instrumente angewendet. Das Kapitel endet mit einem allgemeinen Schema für die Auswahl von Instrumenten im Artenschutz.

4.1 Anknüpfungspunkte von Instrumenten im Artenschutz

Gegenstand des vorherigen Kapitels war die Analyse artenbasierter Konzepte. Mit der Auswahl des Zielartenkonzepts – einem besonders für Mitteleuropa geeigneten Ansatz zur Prioritätensetzung – wurde die erste Ebene für ein ökologisch-ökonomisches Konzepts zur kosteneffektiven Umsetzung von Artenschutz geschaffen. Das vierte Kapitel beschäftigt sich nun mit umweltpolitischen Instrumenten, die den Schutz der ausgewählten Stellvertreterarten umsetzen sollen.

Ziel der eingesetzten Instrumente ist, das Überleben der über das Zielartenkonzept ausgewählten Stellvertreterarten zu gewährleisten. Dieses Ziel ist erreicht, wenn ein „Safe Minimum Standard“ für jede Art gesichert werden kann, der für die praktische Anwendung als Mindestpopulationsgröße definiert wurde (siehe Kapitel 2). Der Anknüpfungspunkt von Instrumenten besteht darin, die relevanten Gefährdungsfaktoren (Habitatverlust, invasive Arten, Klimawandel, Übernutzung und Verschmutzung) zu minimieren. Das oder die eingesetzten Instrumente können sich dabei ganz verschieden auf die jeweilige Art auswirken. Für ein besseres Verständnis dieser Vorgänge werden zunächst einige Begriffe erläutert.

Arten existieren in Form fortpflanzungsfähiger Populationen, die untereinander im Austausch stehen und reproduktiv von den Populationen anderer Arten isoliert sind (MAYR 1942). Jede Population besteht aus mehreren Individuen, die zur selben Zeit in einem abgrenzbaren Gebiet eine Fortpflanzungsgemeinschaft bilden (ORIAN & GROOM

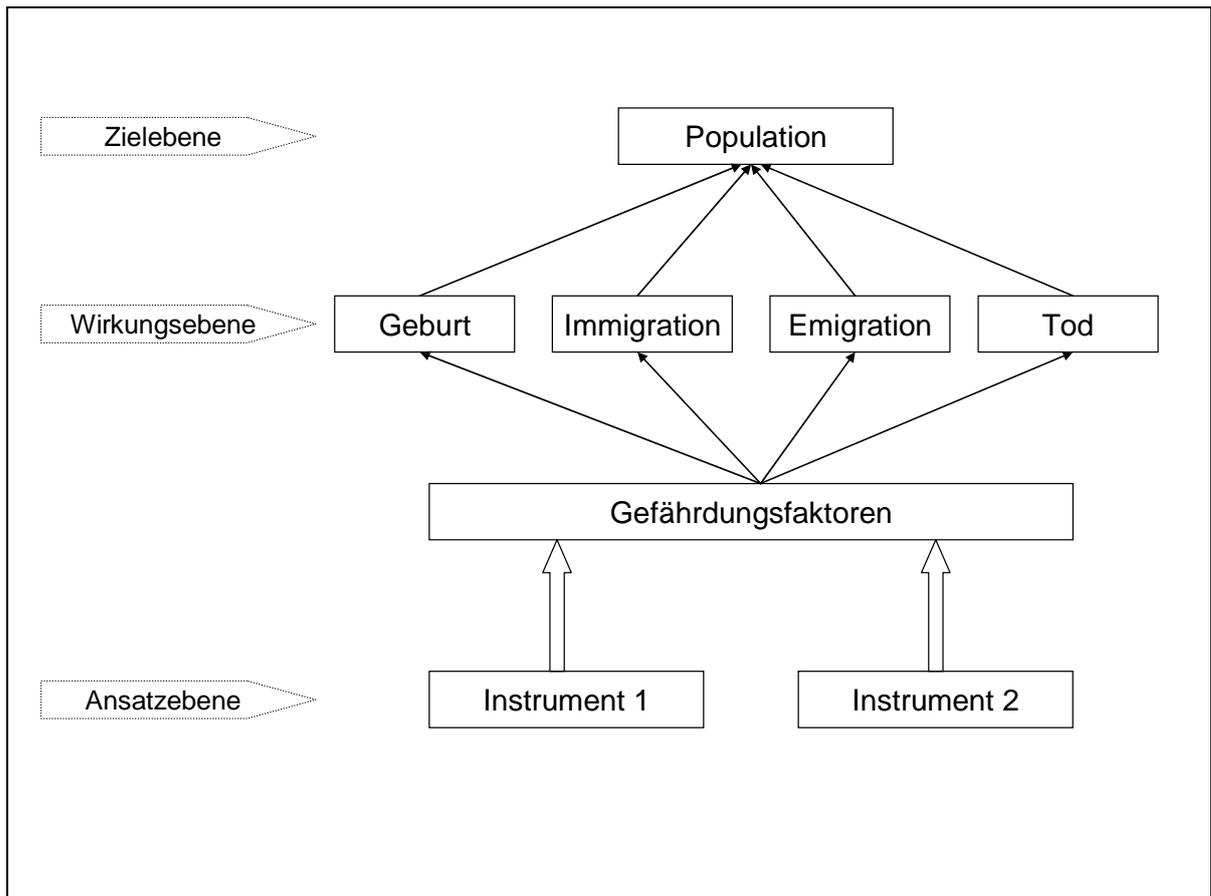
2006). Bestimmte Habitatstrukturen sowie arteigenes Verhalten führen dazu, dass die Wechselwirkungen zwischen einigen Individuen der Population stärker ausgeprägt als zwischen anderen, so dass sich lokale oder Subpopulationen bilden. Nach der Metapopulationstheorie besiedeln lokale Populationen einzelne Habitatfragmente in einer (fragmentierten) Landschaft. Sie sind untereinander durch migrierende Individuen verbunden und bilden in ihrer Gesamtheit die (Meta-) Population (HANSKI 1998). Stirbt eine lokale Population aus, kann das freie Habitatfragment erneut besiedelt werden. Das Überleben der Metapopulation hängt davon ab, ob es ein Gleichgewicht zwischen dem Aussterben lokaler Populationen und der Wiederbesiedlung von Habitatfragmenten gibt (LEVINS 1969).

Jede Population wird von vier fundamentalen Prozessen geprägt: Geburt, Tod, Immigration und Emigration. Sie wächst an, wenn mehr Individuen geboren werden oder einwandern, als Individuen sterben oder abwandern.

Dies ist auch für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente relevant. Jeder der genannten Gefährdungsfaktoren beeinflusst einen oder mehrere dieser vier Prozesse und kann so ein Schrumpfen der Population auslösen. Durch die Beeinflussung der Gefährdungsfaktoren fördern Instrumente das Wachstum der Population bzw. verhindern ihr weiteres Schrumpfen. Dies erfolgt entweder durch eine Erhöhung der Geburten- und Immigrationsrate oder eine Verringerung der Sterbe- und Emigrationsrate. Umweltpolitische Instrumente setzen also an den Gefährdungsfaktoren an, ihre Auswirkungen reichen aber auf die Ebene der Prozesse (siehe Abbildung 2).

Worin besteht der praktische Nutzen dieser Erkenntnis? Häufig wird die Gefährdung einer Art von mehr als einem Faktor ausgelöst. Aufgabe des Artenschutzes ist es dann, Maßnahmen gegen die verschiedenen Faktoren zu entwickeln. Das Wissen um die Zusammenhänge zwischen Gefährdungsfaktoren und Prozessen hilft, die Maßnahmen und Instrumente mit den größten Erfolgsaussichten auszuwählen. So ist beispielsweise denkbar, durch Habitataufwertung die Voraussetzungen für eine Erhöhung der Geburtenrate zu schaffen und damit die durch anderweitige Einflüsse ausgelöste Zunahme der Sterberate zu kompensieren.

Abbildung 2: Anknüpfungspunkte von Instrumenten



4.2 Klassifikation umweltpolitischer Instrumente

Erste konzeptionelle Überlegungen zum Einsatz umweltpolitischer Instrumente waren bereits Gegenstand von Kapitel 2 (Abschnitt 2.5). Dabei wurde insbesondere auf die Theorien von PIGOU und COASE eingegangen, die als Grundlage für die Entwicklung einer Vielzahl von Instrumententypen dienen.

Unter dem Begriff „umweltpolitische Instrumente“ werden alle sozialen Mechanismen zusammengefasst, mit deren Hilfe das Verhalten von Akteuren so beeinflusst werden kann, dass ein definiertes Umweltziel erreicht wird (BRESSERS & KLOK 1988, HUPPES 2001:14). Gemeinsamkeit aller Instrumente ist also, dass sie Verhaltensänderungen auslösen (sollen), die ohne ihren Einsatz nicht stattgefunden hätten (HUPPES 2001:14). Im Rahmen dieser Arbeit wird unter dem Umweltziel die Umsetzung eines „Safe Minimum Standards“ für alle über das Zielartenkonzept ausgewählten Stellvertreterarten verstanden. Dazu sollen Handlungen unterstützt werden, die sich positiv auf die

Zielerreichung auswirken, während Handlungen mit negativen Auswirkungen begrenzt oder vermieden werden. Umweltpolitische Instrumente wirken, indem sie:

- die Menge der zur Verfügung stehenden Handlungsalternativen begrenzen, zum Beispiel durch das Verbot bestimmter Optionen (Nutzungseinschränkungen in Schutzgebieten),
- die Nutzen und Kosten von Alternativen ändern, zum Beispiel über die Honorierung ökologischer Leistungen,
- die Informationen und Wertvorstellungen von Entscheidungsträgern beeinflussen, zum Beispiel durch Umweltbildung ein Bewusstsein für den Wert naturbelassener Landschaften schaffen (MICHAELIS 1996:26, HUPPES 2001:9-10).

In der umweltökonomischen Literatur wird eine Vielzahl potentieller Klassifizierungsmöglichkeiten unterschieden. HUPPES (2001:14) differenziert zwischen vier Kategorien: (a) Wer beeinflusst wen? (b) Was ist der beeinflussende Mechanismus? (c) Was wird beeinflusst? und (d) Was ist das operationalisierte Ziel? Je nach verwendeter Kategorie lassen sich verschiedene Klassifikationen und eine Vielzahl von Instrumententypen ableiten. In der umweltökonomischen Literatur üblich ist die Anwendung einer Dreiteilung, wobei nach dem Einflussmechanismus differenziert wird. BEMELMANS-VIDEC ET AL. (1998:9) unterscheiden nach restriktiver, anreizorientierter und aufklärender Wirkungsweise zwischen „sticks“, „carrots“ und „sermons“. Dies entspricht der Einteilung von MICHAELIS (1996), die aufgrund ihrer klaren Nachvollziehbarkeit in der weiteren Arbeit als Grundlage zur Klassifizierung von Instrumenten eingesetzt wird:

- **ordnungsrechtliche Instrumente** begrenzen die Menge der zulässigen Alternativen,
- **ökonomische Instrumente** beeinflussen die Nutzen und Kosten einzelner Alternativen,
- **suasorische Instrumente** („moral suasion“) umfassen alle umweltpolitischen Maßnahmen, welche auf den Kenntnisstand und die Werte eines Akteurs wirken.

In der Ökonomie wird der Begriff der **ordnungsrechtlichen Instrumente** als Oberbegriff für alle rechtlichen Instrumente wie Gebote, Verbote, Auflagen oder

Planungsverfahren verwendet. Sie wirken über direkte individuelle Verhaltenssteuerung von Akteuren, indem sie Umweltnutzungen untersagen bzw. beschränken oder eine bestimmte Nutzungsart und Nutzungsmenge kostenlos erlauben (BUTTGEREIT 1991:77). Ein Beispiel dafür ist die Ausweisung von Schutzgebieten, die in der Regel mit Nutzungsaufgaben verbunden ist. Planungsinstrumente spielen eine Sonderrolle, da der Begriff der Planung nicht eindeutig definiert ist. UNNERSTALL (2004:4) charakterisiert Planung als einen mehrstufigen Prozess, der in der Erfassung gegenwärtiger Lagen, der Prognose zukünftiger Entwicklungen und der Gestaltung von Zielen und Interessenkonflikten besteht. Zu den Planungsinstrumenten gehören Planungen auf verschiedenen räumlichen und sektoralen Ebenen, wie etwa Verkehrswegeplanung oder Landschaftspläne. Der Rechtscharakter solcher Pläne reicht dabei von völlig unverbindlichen bis zu rechtlich bindenden Plänen. Obwohl damit einige Planungsinstrumente keine Ge- oder Verbote enthalten, werden sie entsprechend der ökonomischen Logik im Rahmen dieser Arbeit den ordnungsrechtlichen Instrumenten zugeordnet.

Die Umwelt- und Naturschutzpolitik der Bundesrepublik wurde lange Zeit von ordnungsrechtlichen Instrumenten dominiert. Dies ist insbesondere auf die konkreten Handlungszwänge in den 1970er Jahren zurückzuführen, als dringende Umweltprobleme, wie eine zunehmende Luft- und Gewässerverschmutzung, gelöst werden mussten. Darüber hinaus fehlte es lange Zeit an praxisnahen Vorschlägen für Alternativen für den Einsatz anderer Instrumente. Dort, wo ordnungsrechtliche Instrumente bereits etabliert sind, bilden sie einen Rahmen, innerhalb dessen ökonomische und suasorische Instrumente wirksam werden können. Sie definieren dann deren Spielraum, der allerdings mit jeder ordnungsrechtlichen Verschärfung verringert wird (HANSMEYER & SCHNEIDER 1992:56).

Auch heute stellen ordnungsrechtliche Instrumente das am weitesten verbreitete Instrument der Umweltpolitik dar (FRITSCH ET AL. 2005:164). Sie spielen für den Artenschutz eine entscheidende Rolle. So bilden die FFH-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie die Grundlage für den Schutz von Arten in der EU. Jeder Mitgliedsstaat ist verpflichtet, sie in nationales Recht umzusetzen. In der Bundesrepublik erfolgt dies im Rahmen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG), welches darüber hinaus einen generellen Schutz wilder Pflanzen und Tiere verlangt (§ 14 BNatSchG).

Detaillierte Schutzbestimmungen werden durch die Naturschutzgesetze der Länder geregelt. Abschnitt 4.4.1 dieses Kapitels stellt dies ausführlich dar. Die ebenfalls im Bundesnaturschutzgesetz verankerte Eingriffsregelung ist von zentraler Bedeutung für den Artenschutz (THUM ET AL. 2003:11). Sie soll den Status quo der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes gewährleisten, indem sie Eingriffe in Natur und Landschaft ausgleicht bzw. kompensiert. In den letzten Jahren hat die Rolle der Eingriffsregelung für den Artenschutz stark zugenommen (WACHTER ET AL. 2004).

Die zweite Kategorie wird von den **ökonomischen Instrumenten** gebildet. Sie werden auch als marktwirtschaftliche oder Anreizinstrumente bezeichnet (ZIMMERMANN & HENKE 2005:478), da sie das Verhalten von Akteuren indirekt durch finanzielle Anreize steuern, indem sie den Nutzen und die Kosten von Handlungsalternativen beeinflussen. Der Ersatz oder eine Ergänzung ordnungsrechtlicher Vorschriften durch anreizorientierte Instrumente gewinnt im Natur- und Artenschutz zunehmend an Bedeutung. Ziel dabei ist, die Nutzung der Umwelt zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten umzusetzen, was ordnungsrechtliche Instrumente nicht leisten können (ZIMMERMANN & HENKE 2005:476). Eine verstärkte Zuwendung zu ökonomischen Instrumenten resultiert aber auch aus der Erkenntnis, dass ordnungsrechtliche Instrumente allein häufig unzureichend für den Erhalt von Arten sind. So schreiben DAMANIA & HATCH (2005:339): „The mantle of government protection has done little to reverse the growing list of species classified as “threatened”, “endangered” or “vulnerable” (...). Dissatisfaction with the public sector’s record in protecting endangered species has prompted calls for the use of market-based instruments and other economic incentives to promote more efficient environmental outcomes.”

Die Ausgestaltung marktanaloger Instrumente ist entweder als Preislösung oder als Mengelösung möglich (BONUS 1990:16). Bei einer Preislösung wird die Nutzung der Umwelt über einen festgesetzten Preis reguliert, wobei die Höhe des Preises der (staatlich festgelegten) Knappheit des Umweltgutes entsprechen soll (MICHAELIS 1996:29). Mögliche Ausgestaltungen umfassen verschiedene Formen von Abgaben, wie Steuern, Beiträge, Gebühren oder Sonderabgaben (HANSJÜRGENS 1992: 20). Auch Subventionen zählen zu den Preislösungen. Werden sie als fester Betrag pro Einheit gewährt, bilden sie das Gegenstück zu Abgaben (STERNER 2003:102, ZIMMERMANN & HENKE 2005:492). Unter Steuern werden öffentliche Zwangsabgaben verstanden, bei

denen der Steuerpflichtige keinen Anspruch auf eine Gegenleistung hat und die der Deckung des allgemeinen Finanzbedarfs dienen. Gebühren werden dagegen für individuell zuzuordnende öffentliche Leistungen erhoben; ihre Höhe bemisst sich in der Regel an den Kosten der jeweiligen staatlichen Leistung. Beiträge verteilen die Kosten öffentlicher Maßnahmen auf alle potentiellen Nutzer (HANSJÜRGENS 1992:104). Sonderabgaben dienen weder der Deckung des allgemeinen Finanzbedarfs, noch steht ihnen eine individualisierbare Gegenleistung gegenüber. Sie sind rechtlich nur zulässig, wenn sie von einer homogenen Gruppe erhoben werden, in einer spezifischen Beziehung zu dem damit verfolgten Zweck stehen und wenn das dadurch erzielte Einkommen auch für diese Gruppe verwendet wird (HANSJÜRGENS 1992:99, UNNERSTALL 2004:19).

Die verschiedenen Formen von Abgaben sind in der umweltpolitischen Literatur ausführlich diskutiert worden (siehe z. B. CANSIER 1993, BARTMANN 1996, HANSJÜRGENS 1992, ENDRES 2000, ZIMMERMANN & HENKE 2005). In der praktischen Umweltpolitik wurde ihnen vorrangig eine Lenkungsfunction in speziellen Einsatzbereichen zugewiesen (ZIMMERMANN & HENKE 2005:488). Durch die finanzielle Belastung von Aktivitäten erhalten Akteure einen Anreiz, ihre Umweltnutzung zu überdenken und auf umweltschonendere Alternativen auszuweichen (ZIMMERMANN & HANSJÜRGENS 1993:4). In jüngerer Zeit steht insbesondere die Finanzierungsfunktion von Abgaben im Vordergrund. GAWEL (1999:28 ff.) zeigt, dass stets eine Mischung beider Abgabenformen vorliegt: Während lenkende Abgaben auch Einkommen generieren, haben finanzierende Abgaben immer eine Lenkungsfunction. HAMPICKE (1991:176) weist darauf hin, dass ein Lenkungseffekt nur bei einer ausreichend hohen Abgabe eintritt, die politisch erst einmal durchgesetzt werden muss. Wenn das Ziel der Abgabenerhebung dagegen nicht mehr allein in einer Lenkungswirkung, sondern vorrangig in der Beschaffung von Mitteln besteht, beruht ihr umweltpolitischer Erfolg zugleich oder sogar in erster Linie auf der Verwendung der aufkommenden Mittel (ZIMMERMANN & HENKE 2005:488).

Subventionen sind Transfers an Unternehmen, für die keine Gegenleistung erbracht werden muss. Sie werden in vielfältiger Form gewährt, u. a. als direkte Transferzahlungen oder Steuerermäßigungen für Unternehmen, eine verbilligte Bereitstellung von Gütern und Serviceleistungen durch die öffentliche Hand oder als Zahlungen für das Erbringen von Dienstleistungen. Werden sie als fester Betrag

ausgezahlt, etwa pro vermiedener Emissionseinheit, enthalten sie eine ökonomische Anreizfunktion. Nur in dieser Form können sie als „umgekehrte Abgabe“ verstanden werden. Während Abgaben jedoch auf dem Verursacherprinzip basieren, müssen Subventionen aus öffentlichen Mitteln aufgebracht werden, ihre Finanzierung entspricht demnach dem Gemeinlastprinzip. Die Kosten der Vermeidung einer Aktivität trägt demnach nicht der Verursacher, sondern die Allgemeinheit (ZIMMERMANN & HENKE 2005:492-493).

Mit Hilfe von Subventionen sollen positive Umweltwirkungen von Akteuren erzeugt oder erhalten werden. Der Staat fördert so die private Bereitstellung öffentlicher Güter. Dies entspricht der in Kapitel 2 vorgestellten Anwendung von PIGOU-Subventionen zur Internalisierung positiver externer Effekte. Für den Natur- und Artenschutz spielt diese Form des Transfers insbesondere in Kulturlandschaften eine entscheidende Rolle. In der EU wird dies über eine Vielzahl so genannter Agrarumweltprogramme umgesetzt.

Subventionen, die so ausgestaltet sind, dass sie umweltschädliches Verhalten fördern, werden als „perverse“ Subventionen bezeichnet (STERNER 2003:102). Zahlreiche Subventionierungen landwirtschaftlicher Produkte in der Europäischen Union fallen in diesen Bereich. So argumentieren etwa HANLEY ET AL. (1998), dass traditionelle schottische Heidelandschaften gefährdet sind, weil die Zahlung einer „Kopfprämie“ pro Schafe zu einer enormen Bestandserhöhung führte und die hohe Tierdichte eine Regeneration des Bewuchses auf den Flächen verhindert. Der Abbau landwirtschaftlicher Subventionen spielte deshalb in den letzten Jahren eine wichtige Rolle in der EU-Agrarpolitik. Statt einer Prämienzahlung erfolgt eine zunehmende Umorientierung hin zur Honorierung ökologischer Leistungen, was in der englischen Literatur als „compensation payments“ bezeichnet wird. ZIMMERMANN & HENKE (2005:493) definieren diese Zahlungen als eine besondere Form der Subventionierung. Hierbei ist zu bedenken, dass große Unterschiede zwischen einer reinen Produktsubventionierung (z.B. Kopfprämien), der Erstattung von Einkommensverlusten (z.B. durch Extensivierung von Flächen) und der Honorierung von Naturschutzarbeit bestehen (siehe HAMPICKE 1991:281 ff.). Der letzte Fall kann durchaus als die Zahlung eines Leistungseinkommens für die Produktion öffentlicher Güter durch den Staat – der hier als Nachfrager auftritt – betrachtet werden.

Alternativ ist eine Ausgestaltung ökonomischer Instrumente in Form von Mengelösungen möglich (BONUS 1990:16). Dabei wird die Obergrenze der möglichen Nutzung eines Umweltgutes politisch fixiert. Durch die Setzung einer solchen ökologischen Randbedingung werden die jeweiligen Umweltgüter meritorisiert. Statt einer Internalisierung externer Effekte, wie dies bei den auf PIGOU basierenden Preislösungen angestrebt ist, werden Nutzungsrechte geschaffen und somit ein Markt kreiert (BONUS 1995:302). Die zugelassene Menge wird in Teilnutzungsansprüche aufgespalten, in Form von Zertifikaten verbrieft sowie an die jeweiligen Nutzer ausgegeben (ENDRES 2007:110). Diese sind zur Inanspruchnahme des jeweiligen Umweltgutes entsprechend ihrer zugewiesenen Zertifikate berechtigt, können sie aber auch veräußern bzw. weitere Zertifikate erwerben. In der umweltökonomischen Literatur tauchen Zertifikate seit Ende der 1960er Jahre auf (TIETENBERG 1995:95). Etwa 10 Jahre später beginnt ihre praktische Anwendung, zunächst in der Luftreinhaltepolitik der USA. Seit 2005 existiert auch in der Europäischen Union ein System handelbarer Rechte für Kohlendioxidemissionen. Emissionszertifikate erlauben ihrem Inhaber die Emittierung einer bestimmten Schadstoffmenge über einen festgelegten Zeitraum. Dadurch erhält die (vorher kostenlose) Inanspruchnahme eines Umweltgutes einen Preis, der ihre Knappheit widerspiegelt (ZIMMERMANN & HENKE 2005:479). Jeder potentielle Nutzer wird anhand seines individuellen Nutzens aus der Inanspruchnahme des Umweltgutes entscheiden, ob er seine Rechte selbst verwertet oder an andere Nutzer verkauft. Ist sein Nutzen gering, so dass kaum Kosten durch den Verzicht der Inanspruchnahme entstehen, wird er seine Rechte an jene Nachfrager verkaufen, denen aus einem Nutzungsverzicht auf das nun mehr limitierte Umweltgut hohe Kosten entstehen (SCHRÖTER 2005:137). In den letzten 20 Jahren hat sich der Anwendungsbereich für handelbare Nutzungsrechte stark erweitert. Inzwischen gibt es verschiedene Systeme, die Artenschutz direkt betreffen.

Eine Sonderform ökonomischer Instrumente stellen Schadenskompensationen dar, deren Bedeutung für den Artenschutz in den letzten Jahren stark zugenommen hat (SCHWERDTNER & GRUBER 2007). Darunter werden nicht die auf der COASEschen Theorie basierenden Kompensationszahlungen zwischen zwei Akteuren verstanden. Auch Schadensersatzzahlungen – etwa im Rahmen des Haftungsrechts – zählen nicht dazu. Als Schadenskompensation wird im Artenschutz die Zahlung einer Entschädigung an einen privaten Akteur bezeichnet, die diesen für einen erlittenen Schaden durch eine geschützte Art kompensieren soll. Die Zahlung erfolgt in der Regel durch eine

öffentliche Institution, in einigen Fällen kommen auch Naturschutzorganisationen oder Jagdverbände für solche Schäden auf. Je nach Ausgestaltung ähneln Schadenskompensationen einer reinen Subvention oder der Honorierung von ökologischen Leistungen. Anders als bei diesen sind damit allerdings keine Lenkungswirkungen verbunden. Aufgrund ihrer Andersartigkeit und der bislang unzureichenden systematischen Betrachtung in der Literatur werden Schadenskompensationen im Abschnitt 4.4 besonders ausführlich behandelt.

Die dritte Kategorie umweltpolitischer Instrumente sind die **suasorischen Instrumente**. Sie zielen darauf ab, das Umweltbewusstsein von Individuen zu beeinflussen und diese dadurch zu einem umweltfreundlichen Verhalten zu bewegen. Dazu wird versucht, den Erkenntnisstand und die Präferenzen von Akteuren derart zu verändern, dass diese die gesellschaftlichen Auswirkungen ihres Handelns bei Entscheidungen berücksichtigen. SIEBERT (1976:11-12) sieht dafür drei Möglichkeiten:

- Über die Bereitstellung objektiver Informationen wird der Akteur auf die ökologischen Auswirkungen (soziale Kosten) seiner Handlungen hingewiesen.
- Appelle an Unternehmen und Haushalte sollen dazu führen, dass umweltfreundliches Verhalten stärker im Rahmen individueller Entscheidungen berücksichtigt wird.
- Soziale Sanktionen nicht-monetärer Art werden für umweltschädigendes Verhalten erlassen, ebenso kann umweltfreundliches Verhalten sozial anerkannt werden.

Suasorische Instrumente werden häufig als flankierende Maßnahmen zu ordnungsrechtlichen und ökonomischen Instrumenten eingesetzt. Ihr Wirkungspotential darf jedoch nicht unterschätzt werden, insbesondere in Verbindung mit Kennzeichnungsrechten (MICHAELIS 1996:33). Zertifizierungen und Öko-Kennzeichen vermitteln Verbrauchern Informationen darüber, dass bei der Herstellung eines Produktes möglichst geringe negative Auswirkungen auf die Umwelt stattgefunden haben. Verbraucher können dadurch zwischen umweltfreundlich und nicht umweltfreundlich produzierten Gütern entscheiden. So ist eine – wenn auch unvollständige – Internalisierung positiver externe Effekte möglich (NUNES ET AL. 2003:110 ff.), etwa der Erhalt traditioneller Streuobstwiesen bei der Produktion von Äpfeln. Konsumenten

können durch die Zahlung eines höheren Preises für derartige Produkte den erbrachten externen Nutzen bewerten (NUNES & RIYANTO 2005).

Außerhalb der genannten Beispiele existieren weitere Instrumente, die keiner der drei Kategorien zugeordnet werden können und deshalb an diese Stelle als **sonstige Instrumente** bezeichnet werden. Da sie in dieser Arbeit keine große Rolle spielen, werden sie nur kurz angerissen. Auf dem im Kapitel 2 vorgestellten COASESchem Modell basiert beispielsweise das Haftungsrecht. Es legt fest, unter welchen Bedingungen und in welchem Umfang der Verursacher eines negativen externen Effekts – also eines Umweltschadens – dem Geschädigten seinen Schaden zu ersetzen hat. Seit 1991 gibt es in der Bundesrepublik ein Umwelthaftungsgesetz, welches die Grundlage für eine verschuldensunabhängige, auf alle Umweltmedien ausgedehnte Gefährdungshaftung bildet (SCHWARZE 1993:3) Eine solche Schadensersatzpflicht führt dazu, dass potentielle Verursacher externe Kosten bei Entscheidungen über Ausmaß und Qualität ihrer Produktion ebenso wie die Kosten der Produktionsfaktoren berücksichtigen (ENDRES 2007:58). Auch Kooperationslösungen werden als ein eigenständiges umweltpolitisches Instrument betrachtet, da über kooperative Lösungen von Interessenskonflikten ebenfalls umweltpolitische Ziele erreicht werden können (BARTMANN 1996:185 ff.).

Die vorgestellten Instrumente unterscheiden sich unter anderem bei der Genauigkeit der Zielerreichung oder dem Entscheidungsspielraum der beeinflussten Akteure. Der nächste Abschnitt stellt deshalb eine Anzahl von Kriterien vor, mit deren Hilfe umweltpolitische Instrumente im Hinblick auf ihre Eignung zur Zielerreichung im Artenschutz verglichen und analysiert werden können. Die Kriterien entstammen der ökonomischen Literatur, werden aber erweitert und verändert, um die Besonderheiten des Artenschutzes abzubilden.

4.3 Entwicklung von Kriterien für die vergleichende Instrumentenanalyse im Artenschutz

In der Regel wird der Einsatz von Instrumenten in der umweltökonomischen Literatur innerhalb einiger klar abgegrenzter theoretischer Annahmen analysiert. Als Referenzszenario wird meist die Reduktion von Emissionen eines einzelnen Schadstoffs

während einer bestimmten Zeitperiode gewählt, die von einer begrenzten Anzahl stationärer Quellen stammen (MICHAELIS 1996:34, FAUCHEUX & NOËL 2001:280 ff., ENDRES 2007:122 ff.).

Dieses Szenario liefert in ausgewählten Situationen relevante Erkenntnisse, für den Artenschutz ist es aber in dieser Form nicht anwendbar. Arten bilden keine homogene Gruppe, vielmehr ist jede Art durch bestimmte Eigenschaften gekennzeichnet, deren Ausprägung in den Individuen variieren kann. Tiere bewegen sich innerhalb kleiner oder großer Aktionsradien, was zu einer räumlichen und zeitlichen Differenzierung ihres Auftretens führt. Entsprechend ihrer Eigenschaften reagieren sie unterschiedlich schnell auf äußere Einflüsse. Ob sie auf Artenschutzmaßnahmen in der gewünschten Weise ansprechen, hängt von zahlreichen Faktoren ab. An den Einsatz von Instrumenten werden deshalb besondere Anforderungen gestellt. JOHST ET AL. (2002) und WÄTZOLD & DRECHSLER (2005) untersuchen in diesem Zusammenhang Möglichkeiten zur räumlichen und zeitlichen Differenzierung von Kompensationszahlungen, die den Erhalt des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) sichern sollen. Eine systematische Berücksichtigung der Anforderungen an Instrumente im Artenschutz liegt jedoch bisher in der umweltökonomischen Literatur nicht vor.

Diese Anforderungen sind einerseits die **artspezifischen Charakteristika**. Besonders relevant für den Einsatz von Instrumenten sind die Geschwindigkeit der Reproduktion einer Art sowie ihre Mobilität. Artspezifische Charakteristika sind nicht oder nur bis zu einem gewissen Grad durch Instrumente des Artenschutzes beeinflussbar. Zusätzlich ist jede Art von **situationsspezifischen Charakteristika** geprägt, für die Wahl von Instrumenten sind in erster Linie die aktuelle Verbreitung einer Spezies und der Grad ihrer Gefährdung relevant. Diese Gruppe von Charakteristika ist veränderlich und kann – im Gegensatz zu den artspezifischen Charakteristika – durch umweltpolitische Instrumente beeinflusst werden. Die Kombination aus artspezifischen und situationsspezifischen Charakteristika sowie die im konkreten Einzelfall wirkenden Gefährdungsfaktoren bestimmen die Gefährdungssituation, in der sich eine Art befindet. In Abhängigkeit von der Gefährdungssituation variiert die Eignung von Instrumenten für den Erhalt der Art.

In der Literatur zu umweltpolitischen Instrumenten kommt eine Vielzahl von Bewertungskriterien zur Anwendung. Ihr Einsatz hängt davon ab, welche Ziele die

eingesetzten Instrumente realisieren sollen: Handelt es sich um ein rein regulatives Ziel – beispielsweise eine Reduzierung von Stickstoffemissionen – oder sind auch soziale Ziele involviert, wie etwa beim Einsatz von Schadenskompensationen, wo eine gerechte Kostenaufteilung angestrebt wird (GUNNINGHAM & GRABOSKY 2004:26). Für die Bewertung von Instrumenten im Rahmen dieser Arbeit wird von einem klaren umweltpolitischen Ziel ausgegangen: Angestrebt ist die Umsetzung eines „Safe Minimum Standard“ für ausgewählte Stellvertreterarten. Trotzdem spielen andere Aspekte ebenfalls eine Rolle. So beeinflusst die soziale Akzeptanz eines Instruments seine Wirksamkeit. Um die Übersichtlichkeit zu bewahren, ohne jedoch relevante Punkte außer Acht zu lassen, kommen in dieser Arbeit vier Kriterien zum Einsatz. Die ersten drei finden sich in den meisten Kriterienlisten zur Bewertung umweltpolitischer Instrumente: Ökologische Effektivität, Kosteneffektivität (wobei im Folgenden über die Erfassung von Transaktionskosten auch das Kriterium der administrativen Praktikabilität erfasst wird) und dynamische Anreizwirkung. Einige Autoren verwenden anstelle von Kosteneffektivität den Begriff der ökonomischen Effizienz und unterscheiden dabei statische Effizienz (entspricht Kosteneffektivität) von dynamischer Effizienz (hier als dynamische Anreizwirkung bezeichnet). Dies ist vor allem in der deutschen umweltökonomischen Literatur verbreitet (MICHAELIS 1996:36, ENDRES 2007:122). Zusätzlich erfolgt eine Bewertung von Instrumenten nach dem Kriterium der sozialen Akzeptanz, worunter die gesellschaftliche Anerkennung des Instruments verstanden wird.

Die vorgestellten Kriterien dienen dazu, situationsbezogen die jeweils beste instrumentelle Lösung für den Artenschutz zu finden. Im Folgenden werden deshalb die für die ökonomische Analyse umweltpolitischer Instrumente gängigen Kriterien der ökologischen Effektivität, Kosteneffizienz und dynamischen Anreizwirkung um die Berücksichtigung der art- und situationsspezifischen Charakteristika erweitert und diskutiert (**Teilziele 2 und 3**).

4.3.1 Ökologische Effektivität

Das zentrale Kriterium für die Auswahl und Beurteilung eingesetzter Instrumente ist ihre ökologische Effektivität bzw. umweltbezogene Treffsicherheit. Darunter wird die Fähigkeit eines Instrumentes verstanden, ein gesetztes Umweltziel in einem nach

ökologischen Maßstäben befriedigenden Ausmaß zu erreichen (Bartmann 1996:116). Auch die Wirkungsgeschwindigkeit, also die benötigte Zeit zur Erreichung des vorgegebenen Ziel, ist Teil der ökologischen Effektivität (MICHAELIS 1996:36).

Die Frage nach der Zielerreichung steht auch im Artenschutz an erster Stelle – ein Instrument, welches nicht zielführend ist, ist ungeeignet. Bei der Zielerreichung existieren jedoch Spielräume im Hinblick auf die nötige Exaktheit und die erforderliche Wirkungsgeschwindigkeit. Mit Hilfe der im Anschluss diskutierten art- und situationsspezifischen Charakteristika kann die Gefährdungssituation einer Art strukturiert beschrieben werden. Damit ist die Formulierung von Ansprüchen an Instrumente möglich, so dass situationsabhängig effektive Lösungen gefunden werden können.

Artspezifisches Charakteristikum: Die Dynamik der Zielerreichung durch unterschiedliche Reproduktionsraten

Die Reproduktionsrate r bestimmt, mit welcher Geschwindigkeit Populationen wachsen, und wird aus der Differenz zwischen Geburtenrate und Sterberate ermittelt. Man unterscheidet zwischen zwei grundlegenden Strategien: r-Strategen und K-Strategen (MACARTHUR 1962, PIANKA 1970). r-Strategen leben in Habitaten, die starken zeitlichen Veränderungen unterworfen sind. Aus diesem Grund weisen sie ein sehr variables Populationswachstum auf, welches entsprechend der aktuellen Habitatqualität schwankt. In einer günstigen Periode, ausgelöst zum Beispiel durch spontane Veränderungen des Habitats oder bei der Neubesiedlung eines Gebietes, erfolgt ein rasches Populationswachstum. Solche Zeitabschnitte werden aber immer wieder unterbrochen durch ungünstige Phasen, in denen entweder kurzfristig verfügbare Habitate wieder verschwinden, oder wenn nach starkem Anstieg der Individuenzahl die verfügbaren Ressourcen erschöpft sind (BEGON ET AL. 1998:379). r-Strategen sind meist Arten mit einer geringen Körpergröße, einer frühen Fortpflanzungsfähigkeit und einer Vielzahl von Nachkommen. Dazu gehören viele Insekten, aber auch die meisten Amphibien sowie einige Vögel und Säuger, wie etwa Mäuse. Ein typischer r-Strategie ist die Wechselkröte (*Bufo viridis*), die in sehr flachen, oft nur periodisch auftretenden Kleingewässern laicht. In Abhängigkeit von der Verfügbarkeit solcher Habitate kann sich die Anzahl der Wechselkröten in einem Gebiet innerhalb eines Jahres stark erhöhen.

K-Strategen hingegen leben unter relativ konstanten Umweltbedingungen, in wenig veränderlichen Habitaten. Ihre Populationen sind deshalb dicht und von konstanter Größe. Aufgrund der intensiven Ressourcennutzung herrscht starke Konkurrenz, von der auch der Nachwuchs betroffen ist. K-Strategen sind meist größere Tiere mit verzögerter Fortpflanzung, wie viele Vögel und Säuger. Sie haben nur wenige Nachkommen, die von den Eltern versorgt werden. Auch das Populationswachstum von K-Strategen ist abhängig von Umweltfaktoren, insbesondere von Konkurrenz. Aus diesem Grund werden trotz Brutpflege nur wenige Nachkommen lange überleben (BEGON ET AL. 1998:379). Selbst unter optimalen Bedingungen wachsen Populationen von K-Strategen wesentlich langsamer als Populationen von r-Strategen.

r-Strategen sind also in der Lage, wesentlich schneller auf Veränderungen in Folge von Schutzmaßnahmen zu reagieren, als K-Strategen dies tun können. Für das langfristige Überleben der gewachsenen Population sind jedoch stabile Umweltbedingungen erforderlich. Wichtig sind deshalb Beobachtungen der Population über mehrere Jahre hinweg. Im Fall von K-Strategen kann ein Instrument dagegen effektiv sein, ohne dass dies sofort durch ein entsprechendes Populationswachstum sichtbar wird. Einige K-Strategen wie Wale, Nashörner oder Elefanten reproduzieren sich derartig langsam, dass für das Anwachsen ihrer Bestände Jahre, wenn nicht gar Jahrzehnte notwendig sind.

Auch innerhalb der Kategorien unterscheiden sich die Reproduktionsraten von Arten. Obwohl die Zugehörigkeit zu einer Kategorie ein artspezifisches und damit durch Instrumente nicht zu beeinflussendes Kriterium darstellt, schwankt die Reproduktion in Abhängigkeit von Umwelteinflüssen. So vergleichen ANSORGE ET AL. (1997) die Reproduktionsraten von Fischottern, die je nach Nahrungsverfügbarkeit, Jagddruck und anderen Faktoren europaweit variieren. In einem solchen Fall ist eine Beeinflussung der Reproduktionsrate dieses K-Strategen in einem gewissen Maß durch Maßnahmen und Instrumente möglich, beispielsweise durch eine Verbesserung des Nahrungsangebotes.

Die Reproduktionsrate ist kein Kriterium, das die Auswahl umweltpolitischer Instrumente beeinflusst. Sie ist jedoch bei der Beurteilung der Wirkungsgeschwindigkeit eines Instruments zu berücksichtigen.

Artspezifisches Charakteristikum: Mobilität oder Migration

Ein zweites artspezifisches Charakteristikum ist die Mobilität. Darunter werden im Folgenden alle Formen von Wanderungen verstanden, die mit einem Wechsel zwischen verschiedenen Habitaten verbunden sind. Wanderungen sind meist gerichtet und werden von mehreren Individuen gemeinsam durchgeführt. In Abhängigkeit von ihrer räumlichen und zeitlichen Ausdehnung werden verschiedene Wandermuster unterschieden: Diurnale Wanderungen werden beispielsweise von vielen Fledermausarten durchgeführt, die tagsüber gemeinsame Schlafplätze aufsuchen und nachts einzeln auf Nahrungssuche gehen. Saisonale Wanderungen dienen dem Aufsuchen jahreszeitlich variierender Ressourcen. Einige Arten wandern über sehr große Entfernungen und werden als migrierende Arten bezeichnet. So ziehen viele terrestrische Vogelarten der Nordhemisphäre im Frühjahr nach Norden und im Herbst zurück nach Süden. Sie folgen dabei dem jahreszeitlich wechselnden Nahrungsangebot (BEGON ET AL. 1998:130). Einige Arten führen keine gerichteten Wanderungen durch, weisen aber einen hohen Mobilitätsgrad auf, wie etwa der Fischotter, der auf Nahrungssuche zwischen verschiedenen Gewässern wandert.

Die Mobilität einer Art beeinflusst, welchen Raumbezug eingesetzte Instrumente aufweisen sollen. Wandern die Tiere über den Bezugsraum hinaus, müssen auch Schutzmaßnahmen raumübergreifend durchgeführt werden. Insbesondere für den Erhalt migrierender Arten sind Instrumente erforderlich, die administrative (Länder-)Grenzen

überschreiten. Aus diesem Grund existieren spezielle Abkommen zum Erhalt wandernder Arten, wie z.B. die Bonner Konvention⁸.

Situationsspezifisches Kriterium: Der Gefährdungsgrad einer Art

Die Frage nach der Sicherheit der Zielerreichung sowie der dafür benötigten Zeit ist in erster Linie für stark gefährdete Populationen relevant. Je stärker eine Population gefährdet ist, umso effektiver müssen Schutzmaßnahmen und Instrumente wirken, und zwar sowohl zielgenau als auch schnell. Dabei sind aufgrund anthropogener Einflüsse gefährdete Arten von natürlich seltenen oder endemischen Arten abzugrenzen. Endemische Arten treten nur innerhalb eines klar abgrenzbaren, meist geografisch definierten Verbreitungsgebiets auf (Inseln, Bergmassive, Seen). Ihr oft kleinräumiges Vorkommen ist kein Resultat anthropogener Beeinflussung und daher auch kein situationsspezifisches Kriterium, weil es in der Regel nicht beeinflusst werden kann. Unabhängig davon sind viele endemische Arten aufgrund ihrer eingeschränkten Verbreitung und geringen Individuenzahl auf besonders effektive Schutzmaßnahmen angewiesen.

⁸ Die Bonner Konvention (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals) ist ein Rahmenabkommen zum Erhalt wildlebender wandernder Arten und trat 1983 in Kraft. Sie beinhaltet verschiedene Regionalabkommen für besonders gefährdete Artengruppen (<http://www.cms.int/>).

Situationsspezifisches Charakteristikum: Die Verteilung im Raum

Die auch als Dispersion bezeichnete Verteilung von Populationen im Bezugsraum resultiert aus der Verteilung geeigneter Habitats sowie dem arttypischen Verhalten dieser Spezies. Vereinfacht dargestellt, können Individuen entweder mehr oder weniger gleichmäßig verteilt im Raum auftreten. Eine gleichmäßige Verteilung kann als homogen bezeichnet werden. Heterogene Verteilung tritt auf, wenn Individuen unregelmäßig verbreitet sind, und zum Beispiel geklumpt in nur einem Teilbereich des betrachteten Raumes vorkommen.

Während eine homogene Verteilung keine besonderen Anforderungen an die auszuwählenden Instrumente stellt, erfordern heterogen verteilte Arten räumlich differenzierbare Instrumente. Diese müssen flächenscharf und unter Umständen sogar punktgenau anwendbar sein. Dabei ist zu beachten, dass die Verteilung als situationsspezifisches Charakteristikum Veränderungen unterliegen kann. Bei der Auswahl geeigneter Instrumente muss deshalb auch die potentielle Verteilung berücksichtigt werden, zum Beispiel bei der Restauration von Habitats. Sind neu geschaffene Habitats innerhalb des Bezugsraumes für die betreffende Art problemlos erreichbar, ist eine räumliche Differenzierung nicht erforderlich.

4.3.2 Kosteneffektivität

Aus einer ökonomischen Perspektive ist für die Bewertung von Instrumenten das Kriterium der Kosteneffektivität neben dem der ökologischen Effektivität von entscheidender Bedeutung. Umso erstaunlicher ist es, dass Kosteneffektivität erst in jüngerer Zeit eine größere Rolle bei der Analyse von Instrumenten im Biodiversitäts- bzw. Artenschutz spielt (WÄTZOLD & SCHWERDTNER 2005, BRÄUER ET AL. 2006). Dies ist vor allem auf zwei Gründe zurückzuführen: Biodiversitäts- und Artenschutz sind Themen, mit denen sich traditionell vor allem Naturwissenschaftler beschäftigen. Die zentrale Frage ist dabei häufig das Erreichen von Schutzziele, also eine Bewertung der ökologischen Effektivität. Zudem erfordert die Analyse von Kosteneffektivität in diesem Bereich eine Kombination von ökologischer und ökonomischer Expertise, die noch nicht überall zur Verfügung steht. Aus den genannten Gründen wird das Kriterium der Kosteneffektivität im Folgenden besonders ausführlich dargestellt. Die Ausführungen folgen weitgehend WÄTZOLD & SCHWERDTNER (2005).

Wie in der Einleitung bereits erläutert wurde, gibt es zwei Definitionen für Kosteneffektivität: So kann entweder ausgehend von einem festen Budget ein maximaler Zielerreichungsgrad realisiert werden, oder ein vorgegebenes Ziel wird zu minimalen Kosten zu erreicht. (HAMPICKE 1991:145). In dieser Arbeit kommen beide Definitionen zur Anwendung. So wird einerseits versucht, auf der Grundlage limitierter finanzieller Ressourcen durch Artenschutzmaßnahmen eine maximale Anzahl von Arten zu erhalten (idealerweise wäre der Erhalt aller Arten oberstes Ziel). Diese Aufgabe wird durch die Auswahl repräsentativer Stellvertreterarten mittels artenbasierter Konzepte erfüllt, die über die Generierung von Mitnahmeeffekten einen kosteneffektiven Mitteleinsatz ermöglichen sollen. Für den Erhalt der ausgewählten Stellvertreterarten wird der „Safe Minimum Standard“ als fixes Ziel gewählt, welches unter minimalem Mitteleinsatz realisiert werden soll. Eingesparte Mittel können dann für den Schutz weiterer Stellvertreterarten eingesetzt werden. In diesem Kapitel wird die Kosteneffektivität eines Instrumentes demnach nach der zweiten Definition beurteilt: Kann es den Erhalt der jeweiligen Zielpopulation zu minimalen Kosten sichern?

BIRNER & WITTMER (2004) haben einen Ansatz entwickelt, mit dessen Hilfe eine systematische Erfassung aller Kosten eines Instrumentes möglich ist, die in der Literatur üblicherweise separat betrachtet werden. Sie unterscheiden drei Kategorien von Kosten: Produktionskosten (p), Entscheidungsfindungskosten (e) und Implementationskosten (i). (e) und (i) zählen zu den Transaktionskosten, welche basierend auf COASE (1960, 1988:114) in der Literatur in drei Kategorien unterteilt werden: (1) die Kategorie der Such- und Informationskosten, (2) die Kategorie der Verhandlungs- und Entscheidungsfindungskosten und (3) die Kategorie der Monitoring- und Durchsetzungskosten (GRIFFIN 1991:602, CHALLEN 2000:29/39). Während (1) und (2) vor der Umsetzung einer Maßnahme bzw. eines Instrument auftreten und deshalb auch als Investitionskosten bezeichnet werden, treten (3) nach dem Inkrafttreten auf und werden deshalb auch als Operationalisierungskosten bezeichnet (MBURU ET AL. 2003). BIRNER & WITTMER (2004) fassen die Investitionskosten (1) und (2) in der Kategorie der Entscheidungsfindungskosten zusammen (siehe Tabelle 1).

In der Praxis ist die Quantifizierung von Transaktionskosten mit Schwierigkeiten verbunden, wozu auch eine weitere Differenzierung unterschiedlicher Kostenkategorien gehört. In weiten Teilen der Arbeit wird deshalb dem Ansatz von BIRNER & WITTMER

gefolgt, der zumindest die letzte Schwierigkeit vermeidet. Nur im Zusammenhang mit Schadenskompensation wird davon abgewichen und eine eigene Klassifizierung erarbeitet, da an dieser Stelle die Erfassung der Transaktionskosten detailliert möglich ist.

Tabelle 1: Vergleich von Transaktionskostenklassifizierungen

	Coase (1960)	(Birner & Wittmer 2004)
	Such- und Informationskosten	
Kostenkategorie	Verhandlungs- und Entscheidungsfindungskosten	Entscheidungsfindungskosten
	Monitoring- und Durchsetzungskosten	Implementationskosten

Produktionskosten

Die Kategorie der Produktionskosten (*p*) umfasst die Ausgaben für alle Maßnahmen, die der Erreichung eines bestimmten Schutzzieles dienen (HAMPICKE & ROTH 2000). Die in der Ökonomie übliche Einteilung von Produktionsfaktoren in Kapital, Arbeitskraft und Fläche kann dabei auch für den Artenschutz gelten. Die Produktionskosten können somit ermittelt werden, indem die einzelnen Faktoransprüche summiert werden. Ebenso ist es möglich, eine monetäre Bewertung entgangener Nutzungen vorzunehmen, d.h. zu bestimmen, welche Opportunitätskosten bei der Zielerreichung durch den Verzicht auf Nutzungsalternativen entstehen (HAMPICKE 1991:149 ff.).

Eine Senkung der Produktionskosten wird erreicht, wenn einzelne Schutzaktivitäten so kombiniert werden, dass das Schutzziel möglichst „billig“ umgesetzt wird. Dabei sind sowohl die Kosten als auch der Nutzen von Schutzaktivitäten abhängig von der räumlichen (BABCOCK ET AL. 1997) und zeitlichen (DRECHSLER & WÄTZOLD 2003) Durchführung der Maßnahmen. Räumliche Kostendifferenzen sind vor allem darauf zurückzuführen, dass die für Schutzaktivitäten genutzten Flächen unterschiedliche Opportunitätskosten haben, weil sie mehr oder weniger gut für anderweitige ökonomische Nutzungen geeignet sind. Aus diesem Grund variieren auch die Kosten der Ausweisung von Schutzgebieten, so dass bei Berücksichtigung dieser Unterschiede umfangreiche Effizienzgewinne möglich sind (ANDO ET AL. 1998).

Zeitliche Kostendifferenzen treten beispielsweise auf, wenn sich die Opportunitätskosten von Flächen über die Zeit ändern. So können die entgangenen Gewinne nicht kommerziell genutzter Flächen temporal verschieden sein (COSTELLO & POLASKY 2004). Ein anderer Grund sind die Unterschiede der Opportunitätskosten von Arbeit und die Schwankungen der durch Schutzmaßnahmen bedingten ökonomischen Verluste. Ein klassisches Beispiel für den letzten Punkt ist die Reduktion der Futterqualität von spät gemähtem Heu. Eine aus artenschutzfachlicher Sicht günstige späte Mahd ergibt Heu mit einem hohen Trockenmassegehalt, aber einem geringen Nährstoffgehalt. Die fehlenden Nährstoffe müssen durch den Landwirt anderweitig ergänzt werden, zum Beispiel durch den Zukauf von Kraftfutter. Das Mähen einer Wiese kann somit zu einem bestimmten Zeitpunkt und an einem Ort mehr oder weniger teuer sein als eine frühere oder spätere Mahd anderswo. Darüber hinaus kann eine räumliche und zeitliche Maßnahmendifferenzierung auch das Überleben der jeweiligen Art beeinflussen (z. B. JOHST ET AL. 2002, TANNEBERGER ET AL. im Druck).

Der ökologische Nutzen von Schutzmaßnahmen kann ebenso wie die Produktionskosten in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren variieren. Solche Nutzendifferenzen sind zum Beispiel darauf zurückzuführen, dass Habitate unterschiedliche Voraussetzungen aufweisen, ein Schutzziel zu erreichen. In Abhängigkeit von der Habitatqualität kann die Erhaltung einer Zielpopulation in Habitat *a* billiger sein als in Habitat *b*, wenn *a* den Artansprüchen bereits besser entspricht als *b*, so dass weniger Aufwendungen erforderlich sind.

Um ein Schutzziel umzusetzen, müssen in der Regel verschiedene Maßnahmen miteinander kombiniert oder auch einzelne Gebiete als Schutzgebiete ausgewiesen werden. Dadurch existieren unterschiedliche Kombinationen von Maßnahmen bzw. Instrumenten, die dieses Ziel erreichen, allerdings zu unterschiedlichen Produktionskosten. Die Kostenunterschiede – und damit auch die Möglichkeit, Kosten zu minimieren – sind umso größer, je heterogener das Kosten-Nutzen Verhältnis einzelner Maßnahmen bzw. Gebietsausweisungen ist (nach BABCOCK ET AL. 1997).

Entscheidungsfindungskosten

Die zweite Kostenkategorie sind die Kosten der Entscheidungsfindung (*e*). Sie entstehen durch die Erhebung von Informationen, um Entscheidungen über den Einsatz von

Politikinstrumenten zu treffen. Dazu gehören wissenschaftliche Daten über das zu setzende Ziel, Informationen über unterschiedliche Präferenzen von Akteuren für den Fall konkurrierender Ziele sowie Informationen über die Produktionskosten (BIRNER & WITTMER 2004). Insbesondere im letzteren Fall liegen häufig Asymmetrien in der Informationsverfügbarkeit vor. So können Behörden bei der Ausgestaltung eines Agrarumweltprogramms auf Kostenangaben von Landwirten angewiesen sein, um die Höhe der Zahlungen für Management und Pflegemaßnahmen festzulegen. Für den Landwirt besteht der Anreiz, diese möglichst hoch anzugeben. Da solche Kosten individuell sehr verschieden sein können (siehe Abschnitt zu Produktionskosten), sind die Angaben zu ihrer korrekten Höhe schwer nachvollziehbar. Entscheidungsfindungskosten treten aber auch auf der Seite der Adressaten von Instrumenten auf. So benötigen Landwirte Informationen über Agrarumweltprogramme (z. B. Teilnahmevoraussetzungen, Antragsmodalitäten etc.), um über eine Teilnahme entscheiden zu können. Diese Informationsbeschaffung ist ebenfalls mit Kosten verbunden.

Einscheidungsfindungskosten umfassen auch Kosten, die bei der Lösung von Konflikten entstehen. Dazu zählen zum Beispiel Ausgaben für Treffen oder Diskussionsrunden, um eine Einigung verschiedener Gruppen bzw. Individuen zu erzielen, damit eine optimale Entscheidung getroffen werden kann. BIRNER & WITTMER (2004) schlagen vor, die Kosten suboptimaler Entscheidungen als „Fehlentscheidungskosten“ zu erfassen.

Die Evaluierung von Entscheidungsfindungskosten gestaltet sich schwierig, da eine Vielzahl von Kosten dazu gehört. Systematisch wird diese Kostenkategorie im Rahmen der Neuen Institutionenökonomie untersucht (z. B. WILLIAMSON 1998, 1999).

Implementationskosten

Die Kategorie der Implementationskosten (*i*) beinhaltet die Kosten für Monitoring und Durchsetzung der ausgewählten Instrumente. Solche Kosten treten auf, da nicht vorausgesetzt werden kann, dass Instrumente so wirken und von den beeinflussten Akteuren angenommen werden, wie dies vom Gesetzgeber vorgesehen ist. Insbesondere ordnungsrechtliche Instrumente, z. B. Nutzungsaufgaben in einem Schutzgebiet, erfordern einen hohen Kontrollaufwand, da sich die beeinflussten Akteure nicht freiwillig für sie entschieden haben. BECKER (1968) geht davon aus, dass sich Individuen

beim Einhalten von gesetzlichen Vorgaben ebenso Nutzen maximierend verhalten wie bei reinen wirtschaftlichen Entscheidungen. Sie werden gegen Auflagen und Vorgaben verstoßen, wenn sie sich davon einen Nutzen versprechen, der größer ist als bei Einhaltung der Regelung. Der Anreiz zu derartigem Verhalten ist besonders groß, wenn wenig kontrolliert wird oder die Strafen bei Nichteinhaltung gering sind. Um dieses Verhalten zu verhindern, können also entweder Kontrollen intensiviert oder Strafen verschärft werden. Da eine stärkere Kontrolle in der Regel einen Mehraufwand (z. B. an Zeit oder Personal) bedeutet, wird oft die zweite Möglichkeit angewendet. Auch wenn der Ansatz von BECKER (1968) eine vergleichsweise extreme theoretische Position darstellt, bestehen auch in der Realität bei vielen Politikinstrumenten Implementationsschwierigkeiten. Dies hat zu verstärkten Forschungen über die kosteneffektive Ausgestaltung von Durchsetzungs- und Monitoringaktivitäten geführt (einen Überblick bietet COHEN 1999).

Eine Möglichkeit zur Kostenminimierung von Implementationskosten ist die Ausgestaltung von Instrumenten in einer Form, die den Akteuren einen Anreiz bietet, sich auf die vorgesehene Weise zu verhalten. Ein Beispiel dafür ist der Einsatz von ex ante Schadenskompensationen, bei dem die unabhängig von einem tatsächlichen Schadensfall gezahlte Kompensation bewirkt, dass die Begünstigten Präventivmaßnahmen ergreifen, um ihr Einkommen zu erhöhen.

Gesamtbewertung der Kosteneffektivität

Für die Bewertung der Kosteneffektivität eines Politikinstrumentes werden die drei Kostenkategorien addiert:

$$p + e + i = k_x$$

wobei k die Gesamtkosten des Instrumentes x sind.

Ein Instrument x ist dann kosteneffektiver als ein Instrument y , wenn bei gleicher Effektivität die Summe der Produktionskosten p , Entscheidungsfindungskosten e und der Implementationskosten i von x kleiner als von y ist. Zwischen den einzelnen Kostenkategorien bestehen „trade offs“. So erfordert eine räumliche und zeitliche Differenzierung von Zahlungen für Schutzmaßnahmen genaue Informationen, deren Erlangung die Entscheidungsfindungskosten erhöht. Auch im Fall der später noch detailliert ausgeführten Schadenskompensationssysteme kommt es zu „trade offs“: So

können zuviel gezahlte Entschädigungen durch eine höhere Investition in Entscheidungsfindungskosten vermieden werden. Dies ist aber nur solange sinnvoll, bis die Zunahme der Entscheidungsfindungskosten den eingesparten Entschädigungen entspricht.

4.3.3 Dynamische Anreizwirkung

Die dynamische Anreizwirkung beschreibt die Fähigkeit eines Instrumentes, umwelttechnischen Fortschritt zu induzieren (ENDRES 2007:133). KNEESE & SCHULZE wiesen bereits 1975 darauf hin, dass der Umfang, in dem umweltpolitische Instrumente neue Technologien für einen effizienten Umweltschutz fördern, ein wichtiges Kriterium für ihren Einsatz sei. Dabei kann zwischen Anreizen für die Anwendung neuer, jedoch bereits existierender Technologien und Anreizen zur Forschung und Entwicklung völlig neuer Techniken unterschieden werden (REQUATE 2005). Auch die Analyse der dynamischen Anreizwirkung umweltpolitischer Instrumente findet in der Regel am Beispiel von Emissionsreduktionen statt.

Auch für den Artenschutz ist die Anwendung und Entwicklung neuer Technologien in einigen Bereichen von Bedeutung, wenn auch in einem weitaus geringeren Umfang als bei der Luftreinhaltung. Ein Beispiel für die Entwicklung einer solchen Technologie ist der Präzisions-Ackerbau (precision farming), bei welchem der Einsatz von Düngemitteln in Abhängigkeit von der Bodenfruchtbarkeit kleinräumig differenziert werden kann. Neben Kosteneinsparungen aufgrund des reduzierten Düngereinsatzes können auch die negativen Auswirkungen von Nitrat und Phosphat auf Arten vermindert werden (AUERNHAMMER 2001).

Darüber hinaus ist vor allem im mitteleuropäischen Raum die Erhaltung bzw. Wiedereinführung traditioneller Landnutzungsformen von großer Relevanz für den Artenschutz. Instrumente wie Kompensationszahlungen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen zielen deshalb darauf ab, nach heutiger Marktlage unrentable Produktionsformen zu fördern. Die dynamische Anreizwirkung eines solchen Instrumentes besteht nicht oder nur zum Teil in der Induktion von technischer Weiterentwicklung. Angestrebt wird vielmehr eine Verhaltensänderung von Akteuren hin zu einer „artenfreundlicheren“ Wirtschaftsweise, u. a. durch eine Wiederbelebung traditioneller Produktionstechnologien.

Aus diesem Grund wird unter der dynamischen Anreizwirkung eines Instrumentes im Artenschutz im Folgenden dessen Fähigkeit verstanden, Anreize für Technologien oder Verhaltensweisen zu schaffen, welche die negativen Auswirkungen von Handlungen auf den Arterhalt begrenzen oder verringern bzw. positive Auswirkungen fördern.

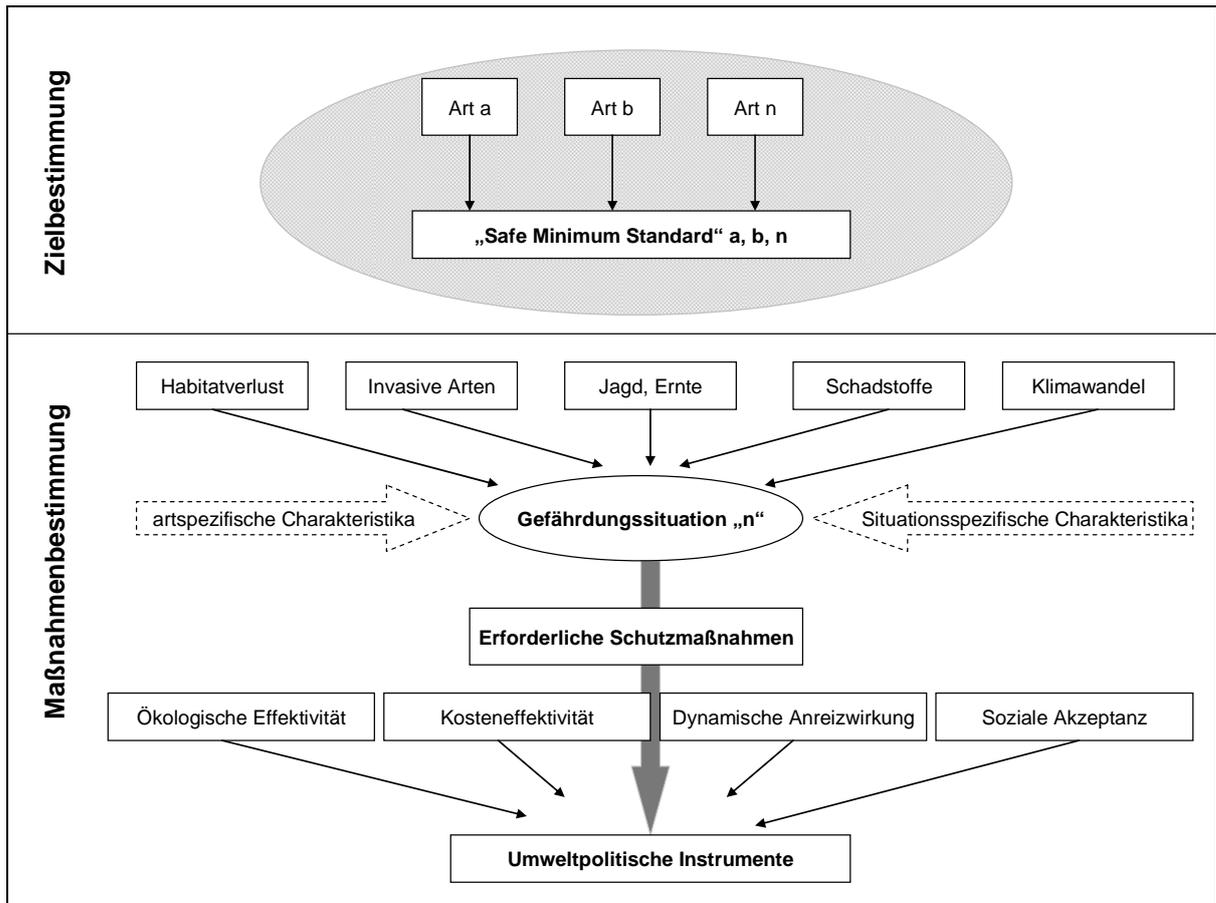
4.3.4 Soziale Akzeptanz

Akzeptanzprobleme sind ein gängiges Problem beim Einsatz umweltpolitischer Instrumente. So sind zum Beispiel Emissionszertifikate intuitiv nicht sofort akzeptabel, da sie einem „Umweltverschmutzer“ quasi das Recht gewähren, weiterhin Emissionen zu verursachen. POUTA ET AL. (2002) untersuchen die Zahlungsbereitschaft für eine Erweiterung bestehender Schutzgebiete in Finnland und kommen zu dem Ergebnis, dass diese höher ist, wenn die befragten Personen die Möglichkeit bekommen, aktiv am Ausweisungsprozess teilzunehmen. Sie schlussfolgern daraus, dass ein sozial akzeptierter Prozess einen positiven Wert für eine Schutzmaßnahme hat. Dies spricht für eine partizipative Beteiligung verschiedener Akteure an der Implementation. Andererseits können Instrumente mit partizipativer Beteiligung auf Akzeptanzprobleme bei Naturschützern und Behörden stoßen, wenn diese befürchten, dadurch werde die Durchsetzung von Schutzmaßnahmen erschwert (STOLL-KLEEMANN 2001). In vielen Fällen wird die soziale Akzeptanz eines Instrumentes kaum quantifizierbar sein. Für die Analyse müssen dann qualitative Methoden herangezogen werden, etwa problemzentrierte Interviews, aus denen Aufschlüsse sowohl über dominante als auch unterschwellig wichtige Themen gewonnen werden sollen (STOLL-KLEEMANN 2001).

4.3.5 Das Vorgehen bei der Auswahl von Instrumenten im Artenschutz

Bisher wurden in diesem Kapitel mögliche Anknüpfungspunkte umweltpolitischer Instrumente im Artenschutz vorgestellt, eine Klassifizierung der zur Verfügung stehenden Instrumenten in drei Kategorien vorgenommen sowie Kriterien für ihre Bewertung entwickelt. Zusammen mit den Erkenntnissen aus den Kapiteln 2 und 3 kann nun ein systematisches Vorgehen zur Umsetzung von Artenschutz darstellt werden (siehe Abbildung 3).

Abbildung 3: Das Vorgehen bei der Auswahl von Instrumenten im Artenschutz.



Dabei lassen sich zwei Ebenen unterscheiden. Ebene 1 entspricht der **Zielbestimmung**. Hier wird mit Hilfe des Zielartenkonzeptes eine Gruppe von Stellvertreterarten für den jeweiligen Bezugsraum (in der Abbildung grau dargestellt) ausgewählt. Diese sind in der Abbildung als a, b bzw. n bezeichnet. Für jede Stellvertreterart wird entsprechend des „Safe Minimum Standard“ eine Mindestpopulationsgröße ermittelt oder abgeschätzt. Das Vorgehen auf dieser Ebene dient der Prioritätensetzung und soll ausgehend von den als fix angesehenen Mitteln eine maximale Anzahl von Arten erhalten.

Die zweite Ebene dient der **Bestimmung der erforderlichen Schutzmaßnahmen**. Dazu wird eine Analyse der Gefährdungssituation jeder ausgewählten Art bzw. Population durchgeführt. Dies ist in Abbildung 3 beispielhaft anhand einer Art dargestellt. Die Gefährdungssituation wird durch einen oder mehrere Gefährdungsfaktoren (Habitatverlust, Jagd bzw. Ernte, Schadstoffe, Klimawandel, invasive Arten) bestimmt sowie durch die art- und situationsspezifischen Charakteristika determiniert. Aus der Analyse der Gefährdungssituation werden die erforderlichen Schutzmaßnahmen sowie

die Ansprüche an Instrumente zu ihrer Umsetzung formuliert, beispielsweise eine flächenscharfe Aufwertung von Habitaten. Zur Auswahl und Bewertung eingesetzter Instrumente dienen die vorgestellten Kriterien der ökologischen Effektivität, Kosteneffektivität, dynamischen Anreizwirkung und sozialen Akzeptanz.

4.4 Vergleichende Instrumentenanalyse im Artenschutz

Der folgende Abschnitt erläutert die verschiedenen Instrumententypen der Umweltökonomie und untersucht sie im Hinblick auf eine Anwendung im Artenschutz. Soweit dies auf einer abstrakten Ebene möglich ist, werden sie anhand der vier Kriterien bewertet sowie Vorschläge für ihre Weiterentwicklung gemacht (**Teilziel 4**). Dabei spielen Schadenskompensationen eine zentrale Rolle.

4.4.1 Ordnungsrechtliche Instrumente

Die dominierende Rolle des Ordnungsrechts in der allgemeinen Umweltpolitik (FRITSCH ET AL. 2005:164) betrifft auch den Artenschutz. Eine mögliche Erklärung dafür ist der hohe Anteil gefährdeter Arten am Gesamtartenbestand, der bereits zu einem Zeitpunkt Handlungszwänge auslöste, als instrumentelle Alternativen rar waren. Neben international verbindlichen Regelungen sind die Bestimmungen zum Artenschutz vor allem auf nationaler Ebene geregelt.

Das bundesdeutsche Artenschutzrecht ist im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) verankert und wird überwiegend durch EU-Vorgaben bestimmt. Das BNatSchG sichert wildlebenden Pflanzen und Tieren einen allgemeinen Schutz zu (§ 14 BNatSchG); da es als Rahmengesetz ausgestaltet ist, obliegt es jedoch den Ländern, detaillierte Gesetze zu erlassen. Daneben sichert das BNatSchG den Schutz der „besonders geschützten Arten“ und der „streng geschützten Arten“. „Besonders geschützte Arten“ sind Tier- und Pflanzenarten:

- aus Anhang A oder B der EG-Artenschutzverordnung (Verordnung (EG) Nr. 338/97),
- die in Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgeführt sind,

- in Europa natürlich vorkommende Vogelarten im Sinne des Artikels 1 der Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG) und
- Tier- und Pflanzenarten, die durch die Bundesartenschutzverordnung als „besonders geschützte Arten“ festgesetzt sind (THUM ET AL. 2003:21 ff).

„Streng geschützte Arten“ sind „besonders geschützte Arten“ die

- in Anhang A der EG-Artenschutzverordnung oder
- in Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie aufgeführt oder
- in der Bundesartenschutzverordnung als „streng geschützte Arten“ genannt sind (THUM ET AL. 2003:21 ff).

Diese Regelungen bilden die Grundlage für eine Vielzahl von Auflagen, die den Artenschutz bestimmen. KEMPER (1993:34) definiert Auflagen als: „...politische Maßnahmen, die dem Verursacher von umweltbelastenden Schadstoffen Verhaltensvorschriften machen.“ Als artenschutzrelevante Auflagen werden deshalb alle politischen Maßnahmen bezeichnet, die den (potentiellen) Verursachern artengefährdender Aktivitäten Verhaltensvorschriften machen. Es können vier Formen von artenschutzrelevanten Auflagen unterschieden werden:

- Auflagen, die aus dem Schutzstatus von Arten oder der Einrichtung von Schutzgebieten resultieren,
- Quoten bzw. Lizenzen,
- Auflagen im Rahmen der „Guten fachlichen Praxis“ und
- Auflagen im Rahmen der Eingriffsregelung.

Diese werden im Folgenden vorgestellt.

Schutzstatus

Der Schutzstatus einer Art entspricht der Festlegung von Ge- und Verboten im Umgang mit dieser. So dürfen geschützte Arten nicht bejagt, gesammelt oder anderweitig genutzt werden. Über Gebote wird eine Nutzung dagegen auf ein festgelegtes Ausmaß begrenzt. Für alle wildlebenden Arten besteht ein Mindestschutz, der durch Landesregelungen gesichert werden muss. Dagegen stellt der Schutz für „besonders geschützte Arten“ keine

Rahmenregelung dar und gilt unmittelbar. Es ist verboten, solchen Tieren nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen oder zu töten oder ihre Entwicklungsformen, Nist- Brut- Wohn- und Zufluchtsstätten der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören. Außerdem gilt ein Besitz- und Vermarktungsverbot für diese Arten. „Streng geschützte Arten“ sowie „Europäische Vogelarten“ dürfen darüber hinaus nicht gestört werden, etwa durch das Aufsuchen oder Fotografieren ihrer Niststätten.

Von diesen Verboten sind Ausnahmen möglich, zum Beispiel, wenn die Handlung im Rahmen der land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Bodennutzung erfolgt und dabei die Regeln der „Guten fachlichen Praxis“ beachtet werden. Darüber hinaus kann im Einzelfall von diesen Verboten abgewichen werden, wenn dies zur Abwendung erheblicher land-, forst-, fischerei-, wasser- oder sonstiger gemeinwirtschaftlicher Schäden erforderlich ist (ausführlich dazu THUM ET AL. 2003:23). Auf der Grundlage dieser Ausnahmeregelung erfolgt beispielsweise der Abschuss von Kormoranen (*Phalacrocorax carbo sinensis*) zur Vermeidung von Fischverlusten in der Teichwirtschaft.

Schutzgebiete

Die Ausweisung von Schutzgebieten ist ein weiteres zentrales Instrument des Artenschutzes, bei dem Ge- und Verbote gebietsbezogen eingesetzt werden. Weltweit existiert eine Vielzahl von Schutzgebietskategorien, die in international verbindliche und nationale Kategorien unterschieden werden können. Eine international verbindliche Grundlage bietet die Kategorisierung der IUCN, die nach der Reglementierung menschlicher Nutzungen abgestuft ist. Die IUCN-Kategorien spiegeln sich nur teilweise in den deutschen Schutzgebietskategorien wieder (siehe Tabelle 2).

Auch die Ausweisung von Schutzgebieten basiert in Deutschland zumindest teilweise auf EU-Vorgaben. So fordert die FFH-Richtlinie Schutzgebiete für prioritäre Arten und die Vogelschutzrichtlinie die Ausweisung Europäischer Vogelschutzgebiete. Dadurch soll ein europäisches Schutzgebietsnetzwerk, Natura 2000, entstehen. Die Ausweisung der Gebiete ist in der Bundesrepublik Aufgabe der Länder. Ebenso fällt die Ausweisung von Schutzgebieten nach deutschem Recht in den Zuständigkeitsbereich der Länder, nur die Ausweisung von Nationalparks muss mit Bundesbehörden abgestimmt werden (THUM ET AL. 2003:27).

In den IUCN-Kategorien nicht enthalten, aber dafür international verbindlich sind die Biosphärenreservate. Sie werden nach den Kriterien des UNESCO-Programms „Man and Biosphere“ (MAB) bestimmt und sollen charakteristische Ökosysteme der Erde repräsentieren und Kulturlandschaften mit typischen Landnutzungsformen sein (Resolution 2.313 der UNESCO, 1970). Bei dem im empirischen Teil behandelten Bezugsraum handelt es sich um ein Biosphärenreservat.

Tabelle 2: Vergleich von Schutzgebietskategorien der IUCN und der BRD. Quelle: www.unep-wcmc.org, eigene Zusammenstellung.

IUCN Schutzgebietskategorien	Beschreibung	entspricht in der BRD
Strict Nature Reserve	Protected area managed mainly for science	-
Wilderness Area	Protected area managed mainly for wilderness protection	-
National Park	Protected area managed mainly for ecosystem protection and recreation	Nationalpark
Natural Monument	Protected area managed mainly for conservation of specific natural features	Naturdenkmal
Habitat/ Species Management Area	Protected area managed mainly for conservation through management intervention	Naturschutzgebiet
Protected Landscape/ Seascape	Protected area managed mainly for landscape/ seascape conservation and recreation	Landschaftsschutzgebiet
Managed Resource Protected Areas	Protected area managed mainly for the sustainable use of natural ecosystems	-

Quoten und Lizenzen

Die Nutzung von Spezies kann in Form von Quoten oder Lizenzen artbezogen reguliert werden. Dazu zählen beispielsweise Fangquoten in der Fischerei, Jagdlizenzen für Arten, die dem Jagdrecht unterliegen, oder Sammelquoten, etwa für Muscheln. Jagdlizenzen sind mit einer Gebühr verbundene behördliche Genehmigungen, über welche das Ausmaß der Jagd begrenzt wird. Die Anzahl der Tiere, die getötet werden dürfen, wird dabei hoheitlich festgelegt. Fangquoten werden in der Fischerei eingesetzt und limitieren ebenfalls die Nutzung einer Art. Die Quote wird dabei häufig nicht in Individuen, sondern als Masse in Tonnen angegeben.

Diese Form der Regulierung ist vor allem für nicht geschützte Arten relevant. Es gibt aber auch Fälle, wo eine Nutzungsquote für geschützte Arten festgelegt wird. Dies betrifft etwa den Fang verschiedener Walarten, der von der „International Whaling Commission“ über gemeinschaftlich festgelegte Quoten reguliert wird⁹.

„Gute landwirtschaftliche Praxis“

Vergleichbar mit dem „Stand der Technik“ wird in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft seit der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes 1998 die Einhaltung der „Guten fachlichen Praxis“ verlangt (§ 5 BNatschG). Sie beinhaltet eine Vielzahl maßnahmenbezogener Auflagen. Eine landwirtschaftliche Bodennutzung zählt

⁹ siehe dazu <http://www.iwcoffice.org/index.htm>.

nur dann nicht als Eingriff in Natur und Landschaft, wenn der Landwirt nach „Guter fachlicher Praxis“ wirtschaftet. Darunter wird die Einhaltung von Mindeststandards bzw. Grundleistungen verstanden, zu denen u. a. gehört, vermeidbare Beeinträchtigungen von Biotopen zu unterlassen oder vernetzende Landschaftselemente zu erhalten und, wenn möglich, zu vermehren (PLACHTER ET AL. 2005). Die „Gute landwirtschaftliche Praxis“ wird durch verschiedene Regelungen konkretisiert, wie etwa durch die Düngeverordnung¹⁰. Sie ist auch im Zusammenhang mit einem anderen Instrument von Bedeutung, der Honorierung ökologischer Leistungen. Hier definiert sie den Unterschied zwischen unentgeltlich erbrachten Leistungen und solchen, die honorierungswürdig sind. Darauf wird im Abschnitt zur Honorierung ökologischer Leistungen noch eingegangen.

Eingriffsregelung

Ziel der Eingriffsregelung ist, einer Verschlechterung des Gesamtzustandes von Natur und Landschaft entgegenzuwirken, der durch Bauvorhaben aller Art verursacht werden kann (JESSEL & TOBIAS 2002:48). Dabei ist zunächst zu prüfen, ob die durch die geplanten Eingriffe ausgelösten Beeinträchtigungen vermeidbar sind. In diesem Fall sind die entsprechenden Eingriffe zu unterlassen oder zu verringern. Für unvermeidbare Beeinträchtigungen sollen Ausgleichsmaßnahmen gefunden werden, die funktional und räumlich in einem engen Zusammenhang mit den beeinträchtigten Bestandteilen und Funktionen des Naturhaushaltes stehen. Kann dieser enge Zusammenhang nicht

¹⁰ Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen“, siehe HAMPICKE ET AL. (2000:57 ff)

gewährleistet werden, sind Ersatzmaßnahmen durchzuführen (KÖPPEL ET AL. 2004:25). Der funktionale Zusammenhang ist hier lockerer, sollte aber noch ableitbar sein. Ist auch ein Ersatz nicht möglich, hat der Verursacher des Eingriffs Ausgleichszahlungen zu tätigen, die in einem möglichst nahen räumlichen Bezug wieder für Naturschutzmaßnahmen eingesetzt werden. In Sachsen werden Ausgleichszahlungen beispielsweise zum Aufkauf naturschutzfachlich wertvoller Flächen eingesetzt (LANU 2007).

Bis vor wenigen Jahren spielte der Artenschutz bei der Eingriffsregelung nur eine untergeordnete Rolle. Dies hat sich durch die Aufnahme der „streng geschützten Arten“ in die Eingriffsregelung sowie durch einige neuere Gerichtsurteile geändert (WACHTER ET AL. 2004). Artenschutzrechtliche Belange werden deshalb zukünftig bei Planungen und Eingriffsvorhaben weitaus stärker berücksichtigt werden müssen, als dies bislang der Fall war (TRAUTNER ET AL. 2006:5).

Bewertung ordnungsrechtlicher Instrumente

In der umweltökonomischen Literatur wird ordnungsrechtlichen Instrumenten im Allgemeinen ein hoher Zielerreichungsgrad und damit eine hohe **ökologische Effektivität** zugeschrieben (BARTMANN 1996:121, ENDRES 2007:144). KNÜPPEL (1989:125) weist darauf hin, dass dafür verschiedene Voraussetzungen erfüllt sein müssen, die im Folgenden an die Ansprüche des Artenschutzes angepasst werden. Zunächst muss ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen dem Tatbestand, auf den sich die Auflage bezieht, und der Verminderung der Gefährdung der Art bestehen. Demzufolge sind insbesondere solche Auflagen wirksam, die direkt Gefährdungsfaktoren limitieren, wie Jagdlizenzen oder Fangquoten. Im Gegensatz dazu wirken beispielsweise Auflagen im Rahmen der Eingriffsregelung indirekt, da sie potentielle Habitatverluste unterbinden bzw. ausgleichen.

Zweitens müssen Auflagen verhältnismäßig kurzfristig geändert werden können. Dies ist gerade im Artenschutz von zentraler Bedeutung, wo es um lebende Organismen geht, die auf vielfältige Art von ihrer Umwelt beeinflusst werden. Unvorhergesehene Ereignisse – wie das Auftreten von Krankheiten oder ein schnelles Populationswachstum durch günstige Bedingungen – müssen angemessen berücksichtigt werden können. Diese Voraussetzung ist vor allem beim Schutzstatus und der Ausweisung von Schutzgebieten

nicht gegeben, was größtenteils auf die Verankerung vieler Schutzbestimmungen im europäischen Recht zurückzuführen ist. Ein geradezu klassisches Beispiel für daraus resultierende Probleme (allerdings als Folge erfolgreichen Artenschutzes) ist der Kormoran, der trotz einer starken Zunahme in ganz Europa noch immer geschützt ist und nur auf der Grundlage von Ausnahmebestimmungen bejagt werden darf.

Drittens setzt eine hohe ökologische Effektivität ordnungsrechtlicher Instrumente voraus, dass sich alle an die Regelungen halten. An dieser Stelle sei noch einmal auf BECKER (1968) verwiesen, der davon ausgeht, dass Individuen gegen Auflagen verstoßen, wenn sie sich entweder einen Nutzen davon versprechen, der größer als die mögliche Strafe ist oder davon ausgehen, nicht entdeckt zu werden. Auch wird das Ordnungsrecht nicht immer korrekt umgesetzt, etwa wenn behördliche Genehmigungen erteilt werden, die nicht mit den rechtlichen Regelungen konform sind. Solche „Vollzugsdefizite“ treten sowohl in der allgemeinen Umweltpolitik (HANSJÜRGENS 1992:38) als auch im Artenschutz häufig auf.

Die mangelnde Befolgungen von Auflagen ist sowohl beim Schutzstatus von Spezies als auch bei der Ausweisung von Schutzgebieten relevant. Besonders Arten, die mit dem Menschen um Ressourcen konkurrieren – wie Wölfe, Fischotter oder Kormorane – leiden unter illegaler Bejagung. In Schutzgebiete werden vielfach die Auflagen zu Nutzungseinschränkungen nicht eingehalten. So gelten zahlreiche Nationalparks in Afrika, Asien und Lateinamerika als „paper parks“, deren Funktion allenfalls auf dem Papier besteht (für ein afrikanisches Beispiel, siehe BLOM ET AL. 2004). Darüber hinaus sind Schutzstatus und Schutzgebietsausweisungen häufig unzureichend für den Erhalt von Arten. Der Erhalt zahlreicher Arten hängt nicht nur von ihrem Schutz, sondern auch der Durchführung von Managementmaßnahmen in ihren Habitaten ab.

Quoten und Lizenzen verfügen durch ihre direkte Limitierung von Gefährdungsfaktoren über eine hohe ökologische Effektivität. Das setzt allerdings voraus, dass die Festlegung und Vergabe von Quoten und Lizenzen so erfolgt, dass der Erhalt der zur Regeneration nötigen Bestandsgrößen gesichert wird. Dies ist im Rahmen dieser Arbeit durch die Definition von Mindestpopulationsgrößen gewährleistet. Fehlen ausreichende Kontrollen – insbesondere in der Fischerei – wird die Effektivität von Quoten durch mangelnde Einhaltung oft gemindert. So berichtet HANNESSON (2007:704), dass Russland die mit Norwegen geteilte Quote zur Befischung des Kabeljau (*Gadus morhua*) um jährlich etwa

100.000 Tonnen überschreitet. Dies reduziert nicht nur die norwegischen Erträge, sondern erhöht auch die Fangkosten bei der Befischung der kleiner werdenden Bestände. HANNESSON sieht deshalb auch für Norwegen einen Anreiz zur Überschreitung der Quote.

Aus ökonomischer Sicht besteht der entscheidende Nachteil ordnungsrechtlicher Instrumente in ihrer mangelnden **Kosteneffektivität**, da bei der Anwendung undifferenzierter staatlicher Zwangsvorgaben keine Berücksichtigung individueller Kostenstrukturen möglich ist. Alle von Auflagen betroffenen Wirtschaftssubjekte haben die gleiche Norm zu erfüllen (HANSJÜRGENS 1992:39). Das angestrebte ökologische Ziel wird deshalb nicht zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten erreicht. ZIMMERMANN (1984:227) merkt dazu an, dass eine Auflagenpolitik zwar umweltpolitische Ziele weitgehend erreichen kann, dazu jedoch unnötig hohe Anpassungskosten erfordert. Eine Weiterentwicklung des Ordnungsrechts unter Kosteneffektivitätsgesichtspunkten ist jedoch möglich; dies wird auch als „Binnenrationalisierung“ bezeichnet (HANSJÜRGENS 2000:251). So untersuchen ANDO ET AL. (1998) und POLASKY ET AL. (2001) die Ausweisung von Schutzgebietsflächen mit dem Ziel, eine definierte Anzahl von Arten zu erhalten. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass durch eine Berücksichtigung der Opportunitätskosten der Flächen erhebliche Kosteneinsparungen möglich sind. Voraussetzung dafür ist, dass der Erhalt der jeweiligen Arten auf allen Flächen gleich gut möglich ist.

Die im Zusammenhang mit der ökologischen Effektivität beschriebenen Vollzugsdefizite lassen sich auch aus Kosteneffektivitätssicht betrachten. Eine höhere Wirksamkeit eingesetzter Instrumente wäre bei stärkeren Kontrollen möglich, was allerdings mit einem massiven Anstieg der Implementationskosten verbunden ist. Offensichtlich sind diese Kosten so hoch, dass in vielen Fällen eine geringere Effektivität des Instruments in Kauf genommen wird. Hier besteht somit ein Zielkonflikt zwischen Effektivitätssteigerung und Kostenminimierung. Auch der von ANDO ET AL. (1998) und POLASKY ET AL. (2001) vorgeschlagene Ansatz erhöht die Entscheidungsfindungskosten bei Schutzgebietsausweisungen, da die Informationen über die Kostenunterschiede zwischen den potentiellen Schutzgebietsflächen erst beschafft werden müssen.

Die **dynamische Anreizwirkung** ordnungsrechtlicher Instrumente kann als gering oder gar negativ eingeschätzt werden. So besteht ein Anreiz für Landbesitzer, die

Anwesenheit geschützter Tiere auf ihrem Land zu verheimlichen oder sogar zu vermeiden. LANGPAP (2006:559) nennt „to shoot, shovel and shut up“ als eine nicht ungewöhnliche Reaktion von Landbesitzern, um den auf dem „Endangered Species Act“¹¹ basierenden nutzungslimitierenden Auflagen zu entgehen. Dasselbe trifft für die Ausweisung von Schutzgebieten zu. Wenn Auflagen im Umgang mit geschützten Arten oder Nutzungseinschränkungen in Schutzgebieten bereits zu einer finanziellen Belastung von Akteuren führen, besteht kein Anreiz, darüber hinaus „artenfreundlich“ zu wirtschaften, wenn keine adäquate Kompensation getätigt wird. Lizenzen und Quoten üben ebenfalls keinen Anreiz zur Übererfüllung aus. Besonders deutlich zeigt sich das Problem der mangelnden Anreizwirkung am Beispiel der „Guten landwirtschaftlichen Praxis“, die als equivalent zum „Stand der Technik“ in der Emissionsvermeidung betrachtet wird. Dort kann eine Entwicklung emissionsreduzierender Technologien durch emissionsverursachende Firmen zu einer staatlichen Auflagenverschärfung führen, wodurch ein Anreiz entsteht, sich gegen technischen Fortschritt zu sträuben (ENDRES 2007:134). Im Artenschutz grenzt die „Gute fachliche Praxis“ unentgeltliche von honorierungswürdigen Maßnahmen ab (PLACHTER ET AL. 2005). Für eine Landwirtin besteht somit kein Anreiz, die „Gute fachliche Praxis“ zu verbessern, da dies zu einer Verschärfung der damit verbundenen Anforderungen führen kann und darüber hinaus den Anteil der nicht honorierten Leistungen erhöht.

¹¹ Der „Endangered Species Act“ bildet seit 1973 die gesetzliche Grundlage für den Erhalt gefährdeter Arten in den USA.

Die **soziale Akzeptanz** eines Instruments ist umso höher, je geringer die damit verbundenen Kosten für die betroffenen Akteure sind (HANSJÜRGENS 1993:43). Dies ist somit eine Frage, die auf einzelwirtschaftlicher Basis zu beantworten ist. Wenn eine Auflage für den einzelnen Akteur zu geringeren Anpassungskosten führt als ein anderes Instrument, beispielsweise eine Abgabe, so ist von einer höheren Akzeptanz der Auflage auszugehen. POUTA ET AL. (2002) stellen fest, dass eine von Partizipation begleitete Ausweisung von Schutzgebieten deren Akzeptanz erhöht, da die betroffenen Landbesitzer sich informiert und in den Ausweisungsprozess einbezogen fühlen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass ein entsprechender Schutzstatus sowie die Ausweisung von Schutzgebieten durch die damit verbundenen Auflagen eine zentrale Voraussetzung für den effektiven Erhalt von Arten bilden. Insbesondere stark gefährdete Spezies, bei denen eine schnelle und sichere Zielerreichung notwendig ist, sind auf ordnungsrechtliche Instrumente angewiesen. Handelt es sich um sehr mobile bzw. migrierende Arten, können internationale Schutzabkommen für ihren Erhalt erforderlich sein. Dabei ist zu beachten, dass aufgrund der differenzierten Reproduktionsraten von Spezies unterschiedliche Zeiträume beachtet werden müssen, bis eine Bewertung der eingesetzten Instrumente vorgenommen werden kann.

Ordnungsrechtliche Instrumente weisen jedoch eine Anzahl von Schwächen auf, die selbst bei einer korrekten Umsetzung und Befolgung ihre dominierende Rolle in Artenschutz zweifelhaft erscheinen lassen. Eine weitreichende Ergänzung durch andere Instrumente – wie etwa die Honorierung ökologischer Leistungen oder der Einsatz von Schadenskompensationen – sind deshalb für die Verbesserung der ökologischen Effektivität und der Akzeptanz ordnungsrechtlicher Instrumente zwingend erforderlich.

4.4.2 Ökonomische Instrumente

Ökonomische Instrumente werden nicht nur in der allgemeinen Umweltpolitik, sondern auch im Natur- und Artenschutz seit längerem als Ergänzung und Alternative zum Ordnungsrecht diskutiert (BLÖCHLINGER 1992, BIZER 1997, SCHWEPPE-KRAFT 2000, HAMPICKE 2005, LANGPAP 2006). Ein Grund dafür ist, dass trotz der Unterschutzstellung zahlreicher Arten und der Umsetzung von Regelungen wie der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie zwar Einzelerfolge zu verzeichnen sind, beispielsweise die (Wieder-) Ausbreitung des Kormorans oder die Rückkehr des Fischotters. Insgesamt

werden die „Roten Listen“ gefährdeter Arten aber nicht kürzer. Offensichtlich ist das eingesetzte Instrumentarium nicht oder nicht ausreichend in der Lage, Artenschutzmaßnahmen erfolgreich umzusetzen. Hier muß das Potential ökonomischer Instrumente ausgenutzt werden, durch positive finanzielle Anreize das Problem der mangelnden Einhaltung ordnungsrechtlicher Vorschriften zu vermindern.

Ökonomische Instrumente können außerdem einen wesentlichen Beitrag dazu leisten, das angestrebte Ziel des Erhalts einer Mindestpopulationsgröße ausgewählter Stellvertreterarten zu volkswirtschaftlich minimalen Kosten zu realisieren. Sie gewähren Akteuren die Freiheit, entsprechend ihrer individuellen Kostenstrukturen eine Aktivität zu vermeiden oder dafür zu bezahlen. Dadurch werden Aktivitäten dort vermieden, wo dies am kostengünstigsten möglich ist. Die verschiedenen Typen ökonomischer Anreizinstrumente werden im Folgenden diskutiert. Dabei erfolgt zunächst die Vorstellung und Bewertung von Abgaben, Subventionen und Zertifikaten. Die Honorierung ökologischer Leistungen sowie Schadenskompensationen werden aufgrund ihrer herausragenden Bedeutung im Artenschutz, ihrer Andersartigkeit bzw. bislang ungenügenden Berücksichtigung in der ökonomischen Literatur im Anschluss daran getrennt und besonders ausführlich behandelt.

Abgaben

Bei der Diskussion um Alternativen zum Ordnungsrecht nehmen Umweltabgaben eine zentrale Rolle ein (HANSJÜRGENS 1993:15, ZIMMERMANN & HANSJÜRGENS 1993:2). Dabei können reine Abgabenlösungen von kombinierten Auflagen-Abgaben-Lösungen unterschieden werden. Als tatsächliche Alternative werden reine Abgabenlösungen kaum noch gefordert. Dies ist vor allem auf die Dominanz des Ordnungsrechts zurückzuführen, infolge dessen nur noch stark eingeschränkt Möglichkeiten für den Einsatz von alternativen Instrumenten bestehen. Stattdessen wird häufig eine Kombination von Auflagen und Abgaben gefordert, bei der die Auflage eine Art Mindeststandard sicherstellt. Dabei handelt es sich um eine nutzungslimitierende Obergrenze (Emissionsmenge, zur Bebauung frei gegebene Fläche etc.). Die unterhalb dieser Grenze bei einer reinen Auflagenpolitik freien, d.h. kostenlosen Restemissionen (Bauland) werden mit einer Abgabe belegt, was zu weitere Vermeidung führt (ZIMMERMANN &

HANSJÜRGENS 1993:12 ff.). Die Kombination von Auflagen und Abgaben ist in der Umweltpolitik vieler Länder üblich (ENDRES 2007:109).

Bei einer Abgabe fließen Zahlungen von Akteuren aus dem privaten oder öffentlichen Sektor an eine öffentliche Institution. Knüpfen diese an umweltrelevante Tatbestände an, wird auch von einer „Umweltabgabe“ gesprochen (ZIMMERMANN & HANSJÜRGENS 1993:3). Ihre Erhebung stellt eigentlich eine Internalisierungsstrategie für negative externe Effekte in Sinne von PIGOU dar (siehe Kapitel 2). Die Höhe von Abgaben müsste somit über die Differenz zwischen den privaten und den sozialen Kosten einer Handlung ermittelt werden. Diese Kosten sind dem Verursacher anzulasten. In der Praxis scheitert ein solches Vorgehen daran, dass weder die korrekte Ermittlung der sozialen Kosten noch ihre Zuweisung zu den einzelnen Verursachern möglich ist. Deshalb besteht das Ziel von Abgaben in der Regel in der Auslösung von Vermeidungsmaßnahmen, die zur kostenminimalen Realisierung eines politischen Standards dienen. In der umweltökonomischen Literatur wird dieses Ziel meist auf der Grundlage des Standard-Preis-Ansatzes (BAUMOL & OATES 1971:44 ff) als ein politisch zu definierendes Umweltqualitätsziel gesehen, etwa in Form einer Obergrenze von zulässigen Emissionen oder zur Einhaltung des „Safe Minimum Standard“. Abgaben können somit im Artenschutz zur Verteuerung von Aktivitäten eingesetzt werden, die negative Auswirkungen auf Arten haben. Den Zahlungsverpflichtungen können die damit belasteten Akteure nur ausweichen, indem sie die jeweilige Aktivität unterlassen. Das wird dann der Fall sein, wenn die Vermeidung dieser Aktivität kostengünstiger als die

Zahlung der Abgabe ist. Um das angestrebte umweltpolitische Ziel zu erreichen, muss die Höhe der Abgabe so festgelegt werden, dass ausreichend viele damit belastete Akteure Vermeidungsmaßnahmen ergreifen (ZIMMERMANN & HANSJÜRGENS 1993:7).

In zahlreichen Ländern werden Abgaben bereits im Artenschutz eingesetzt, so etwa für Fischfang- oder Jagdrechte in Island, Litauen, Polen oder den USA (für einen ausführlichen Überblick, siehe BRÄUER ET AL. 2006). In Deutschland sind sie ausschließlich in Form von Ersatzzahlungen im Rahmen der Eingriffsregelung relevant (§ 19 Abs. 4 BNatschG). Als Ergänzung einer einzelfallbezogenen ordnungsrechtlichen Regelung entfalten diese Zahlungen allerdings keinerlei Lenkungswirkung, da sie erst nachträglich wirksam werden (UNNERSTALL 2004:6). BIZER (1997:115 ff.) diskutiert die Lenkung von Restbeeinträchtigungen¹² unter der Eingriffsregel durch eine Naturschutzabgabe. Mögliche Abgabegegenstände wären neben baulichen Anlagen auch die Zerstörung von Landschaftsbestandteilen mit zentraler Bedeutung für den Artenschutz, wie Streuobstwiesen, Gewässer, Dauergrünland oder Waldflächen. HANSJÜRGENS (1993:46) schätzt allerdings das Potential für eine Naturschutzabgabe aufgrund der starken Determinierung des Naturschutzes durch ordnungsrechtliche Vorgaben als sehr gering ein.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen sieht eine weitere Einsatzmöglichkeit für Abgaben in der Besteuerung von Mineraldünger und Pestiziden (SRU 2002:149 ff.), um

¹² Unter Restbeeinträchtigungen werden in diesem Zusammenhang die über die Eingriffsregelung ausgleichspflichtigen „unerheblichen“ Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft verstanden, die in der Summe durchaus erheblich sein können (BIZER 1997:118)

den übermäßigen Einsatz dieser Stoffe zu begrenzen und ihre negativen Auswirkungen auf die Natur zu minimieren. Schweden besteuert bereits seit mehreren Jahren den Kauf von Stickstoffdünger in Höhe von etwa 30% des Kaufpreises (BRADY 2003:56).

Eine wesentlich größere Rolle im Artenschutz spielt aktuell eine andere Form von Abgaben, die Gebühr. Zahlreiche Länder erheben Gebühren für den Besuch von Schutzgebieten, etwa der Biebrza Nationalpark in Polen oder der Bach Ma Nationalpark in Vietnam. Ziel ist dabei in erster Linie die Generierung von Einnahmen; daneben haben die Gebühren jedoch auch Lenkungswirkungen und reduzieren die Besucherzahlen. Dies ist durchaus beabsichtigt, verstärken sich doch mit steigenden Besucherzahlen auch negativen Wirkungen, wie Störungen von Brutvögeln oder eine Habitatzerstörung durch Fußwege. In der Bundesrepublik werden keine Gebühren beim Eintritt in Schutzgebiete erhoben. Hier besteht das Potential, die durch eine Anzahl von Arbeiten belegte positive Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Arten- und Biotopschutz (z.B. HAMPICKE 1991:125 ff.) zumindest teilweise zu aktivieren. Einige Länder verlangen zudem Gebühren für artenschutzrelevante Aktivitäten innerhalb von Schutzgebieten, etwa beim Tauchen in marinen Schutzgebieten auf den Philippinen oder für die Beobachtung von Karettschildkröten (*Caretta caretta*) auf der griechischen Insel Zakynthos (BRÄUER ET AL. 2006:31).

Auch Gebühren können mit einer Auflage kombiniert werden, beispielsweise um eine Obergrenze von Besuchern zu fixieren. Eines der bekanntesten Beispiele dafür ist die Ausstellung so genannter „gorilla permits“ in Ostafrika, die einer begrenzten Anzahl von Touristen den Besuch von Gorillagruppen erlauben. Diese Beschränkung ist erforderlich, um Störungen der Tiere möglichst gering zu halten. In den ugandischen Nationalparks Bwindi und Mgahinga dürfen pro Tag nur 18 bzw. 6 Besucher die Gorillas aufsuchen. Die große Attraktivität der Tiere – die im Übrigen alle Attribute einer klassischen Flaggsschiffart aufweisen – sorgt dafür, dass trotz des hohen Preises von bis zu 360 US \$ pro Person alle „gorilla permits“ stets im Voraus ausgebucht sind (UGANDA WILDLIFE AUTHORITY 2006).

Subventionen

Subventionen werden aus finanzwissenschaftlicher Sicht als ein Transfer der öffentlichen Hand an Unternehmen betrachtet (ZIMMERMANN & HENKE 2005:492-493). In

Deutschland stellen sie innerhalb des bestehenden Steuer- und Abgabensystems das am meisten genutzte Instrument dar (HANSJÜRGENS 1993:45). Das Ziel einer Subventionierung im Umweltbereich besteht darin, durch finanzielle Anreize die durch den Geber gewünschte Verhaltensweise zu erreichen. Es können zwei Grundformen von Subventionen unterschieden werden: (1) Finanzhilfen und (2) Steuervergünstigungen. Zu (1) werden Zuschüsse, Darlehen und Bürgschaften gezählt, wobei Zuschüsse auch in Form von Investitionsbeilagen gewährt werden können. Eine Subventionierung in Form von (2) kann entweder als Steuerbefreiung oder Steuerermäßigung erfolgen (KNÜPPEL 1989:33).

Subventionen können sich auf unterschiedliche Bemessungsgrundlagen beziehen. KNÜPPEL (1989:34) unterscheidet umweltrelevante Produkt-, Technologie- und Emissionsminderungssubventionen. Vor allem bei Technologiesubventionen zur Entwicklung und Anschaffung umweltfreundlicher Anlagen besteht die Gefahr von Mitnahmeeffekten, weshalb sie in der Regel nur dann gewährt werden, wenn die betreffenden Anlagen hauptsächlich Umweltschutzzwecken dienen (FRITSCH ET AL. 2005:171). Ob Subventionen tatsächlich in Anspruch genommen werden, hängt von ihrer Ausgestaltung und insbesondere ihrer Höhe ab. Sie müssen im Allgemeinen die Gesamtkosten der Umweltschutzaktivität in voller Höhe abdecken (KNÜPPEL 1989:34).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Zahlungen für die Produktion öffentlicher Güter – wie der Erhalt von Biotopen und Kulturlandschaften – nicht als Subvention verstanden, sondern als Honorierung ökologischer Leistungen separat behandelt. Dies kann damit begründet werden, dass die Zahlungen keinen reinen Transfer darstellen, sondern an konkrete Bedingungen gekoppelt sind. Subventionen mit Relevanz für den Artenschutz betreffen deshalb in erster Linie Produkt- und Technologiesubventionen, etwa für die Entwicklung und den Erwerb von technischen Anlagen. Ein Beispiel ist die Förderung des Erwerbs von speziellen Fischreusen und Netzen, in denen sich keine Fischotter verfangen können.

Zertifikate im Artenschutz

In der Literatur werden neben dem Begriff der (Umwelt-) Zertifikate auch die Bezeichnungen Umweltlizenzen, handelbare Nutzungsrechte und handelbare Quoten verwendet. Deshalb ist eine sorgfältige Unterscheidung von jenen Lizenzen und Quoten

erforderlich, die als reine Auflagen den ordnungsrechtlichen Instrumenten zugeordnet werden. Auch diese haben das Ziel, die Menge der zulässigen Gesamtnutzung zu begrenzen; sie sind aber allenfalls mit einer Gebühr verbunden, die an den Kosten der ausstellenden Behörde orientiert ist und kaum Lenkungswirkungen aufweist.

Bei der Ausgestaltung von Zertifikatsystemen sind zwei Varianten möglich: die so genannten Kompensationslösungen (auch als „Emissions Trading System“ bezeichnet) und die eigentlichen Zertifikatelösungen oder „Allowance Trading Systems“ (Stavins 2001:20 ff., Tietenberg 2003). Bei einer Kompensationslösung wird ein Grenzwert festgelegt, der von allen Nutzern einzuhalten ist. Dabei kann es sich um ein Emissionsniveau, eine Fangquote oder auch ein Verschlechterungsverbot handeln, bei dem Eingriffe in Natur und Landschaft keine negativen Auswirkungen haben dürfen. Den Akteuren ist es freigestellt, ihre Nutzungen unterhalb des Grenzwertes zu reduzieren, was ihnen als Kredit gutgeschrieben wird. Solche zusätzlichen Reduktionen bzw. Kredite können gehandelt werden. Kompensationslösungen erweitern somit ordnungsrechtliche Vorschriften fallweise durch ökonomische Anreize (HANSJÜRGENS 2000:254). Echte Zertifikatemärkte basieren dagegen auf einer absoluten Begrenzung der zulässigen Nutzung (dies wird auch als Deckel oder „cap“ bezeichnet), die einzelnen Nutzungsrechte werden frei gehandelt. Im Unterschied zur Kompensationslösung ist der Handel ein zentraler Bestandteil des Instruments. Dem Ordnungsrecht wird dabei tendenziell eine flankierende Funktion zugewiesen (HANSJÜRGENS 2000:255).

Für den Artenschutz sind beide Ausgestaltungen relevant. Kompensationslösungen finden sich in Form des „Wetland Mitigation Banking“ und des „Conservation Banking“ in den USA. Zertifikatelösungen sind insbesondere in der Fischerei von Bedeutung. Beide Ansätze werden im Folgenden näher erläutert.

Ebenso wie das Bundesnaturschutzgesetz beinhaltet auch der „Endangered Species Act“ in den USA Auflagen für den Umgang mit geschützten Arten. Unter anderem sind Modifikationen ihrer Habitate durch Vorhaben aller Art verboten. Da sich ein Großteil dieser Flächen auf privatem Land befindet, argumentieren Landbesitzer: „...that the law wrongly requires them to idle land that harbours listed species and thereby bear the expense of providing rare wildlife.“ (BONNIE 1999:12). Kompensationslösungen haben deshalb das Ziel, durch eine Flexibilisierung der Auflagen positive Anreize für den

Erhalt dieser Arten zu schaffen, indem sie einen Ausgleich zwischen ökonomischer Entwicklung und Artenschutzmaßnahmen suchen (FOX & NINO-MURCIA 2005).

Ein erster Ansatz dazu ist das „Wetland Mitigation Banking“, welches eine Kompensation zerstörter Feuchtgebiete durch die Neuanlage bzw. Aufwertung bestehender Feuchtgebiete anstrebt (RACE & FONSECA 1996). Anstelle von Ausgleichsmaßnahmen nach einem Eingriff wird dies im Voraus durchgeführt. So entsteht ein Überschuss, der in Form von Krediten in einer „Mitigation Bank“ festgehalten wird (MACKE 2005). Ausgleichspflichtige müssen diese Maßnahmen nicht mehr selbst durchführen, sondern können Guthaben für bereits angelegte bzw. aufgewertete Feuchtgebiete erwerben. Die durch Bauvorhaben entstehenden Verluste werden damit schon vor ihrem Eintreten ausgeglichen, so dass der *status quo* gewahrt bleibt.

Diese Anwendung wurde ab 1993 erweitert und weist nun als „Conservation Banking“ einen wesentlich stärkeren Bezug zum Artenschutz auf. Inhaber einer „Conservation Bank“ schaffen und managen Habitats geschützter Arten auf ihrem privaten Land. Dafür erhalten sie Kredite gut geschrieben, die sie entweder selbst nutzen oder an andere Ausgleichspflichtige verkaufen können. 2003 gab es bereits 76 „Conservation Banks“ in den USA. Sie bieten die Möglichkeit, als Alternative zu anderen wirtschaftlichen Aktivitäten Artenschutzmaßnahmen auf privatem Land durchzuführen. Landbesitzer können die aus dem Schutzstatus von Arten resultierenden Auflagen flexibler handhaben.

Eine Kompensationslösung auf individueller Ebene stellt das „Safe Harbour Program“ dar, welches in einigen amerikanischen Staaten für den Kokardenspecht (*Picoides borealis*) angeboten wird. Es handelt sich um ein Abkommen zwischen einzelnen Landwirten und Behörden, nach dem sich erstere verpflichten, das Habitat der aktuell auf ihrem Land vorkommenden Kokardenspechte zu erhalten. In vielen Fällen erfordert dies keine Veränderung des derzeitigen Managements; es sind aber auch zusätzliche Habitatfördermaßnahmen auf diesen Flächen möglich. Im Gegenzug resultieren aus der Neuansiedlung weiterer Spechte oder anderer geschützter Arten auf dem Land keine Nutzungseinschränkungen mehr, die Auflagen des „Endangered Species Acts“ entfallen. Für die Behörde ist somit sichergestellt, dass der *status quo* des Kokardenspechts erhalten bleibt und keine Habitats verloren gehen. Der Landbesitzer wiederum hat die

Möglichkeit, zukünftige Nutzungseinschränkungen zu vermeiden (COSTA & KENNEDY 1996).

Auf der Grundlage der beschriebenen Kompensationslösungen wäre eine Weiterentwicklung hin zu einem Zertifikatemarkt handelbarer Habitatrechte denkbar (COSTA & KENNEDY 1996). Dem sind jedoch durch die Eigenschaften von Zertifikaten klare Grenzen gesetzt: Um die zulässige Gesamtmenge einer Nutzung in einzelne handelbare Einheiten aufteilen zu können, müssen diese untereinander substituierbar sein (MONTGOMERY 1972:395). Das setzt gleichwertige Habitate voraus. Neu geschaffene Habitate müssen durch die jeweilige Art tatsächlich besiedelt werden können. Je nach Mobilität der Spezies darf eine Mindestdistanz zur nächsten Population nicht überschritten werden, wobei sich Fragmentierungen durch natürliche (Gebirge, Flüsse) oder anthropogene Faktoren (Strassen, Bauwerke) negativ auswirken. Im Prinzip kann ein Habitat erst dann als gleichwertig anerkannt werden, wenn es tatsächlich besiedelt ist. Nur in wenigen Fällen wird jedoch die Anwesenheit der Spezies als Bewertungsfaktor für die Vergabe von Krediten eingesetzt (FOX & NINO-MURCIA 2005:999). Dies kann damit erklärt werden, dass eine ergebnisorientierte Kreditvergabe einen zu geringen Anreiz für die Durchführung von Managementmaßnahmen bildet. Da nur ein Teil der Faktoren, die über die Ansiedlung einer Art entscheiden, beeinflusst werden kann, ist die Ansiedlung der Spezies unsicher. Für den Landnutzer bedeutet dies, dass ihm seine Kosten möglicherweise nicht ersetzt werden.

In der Fischerei wird stets mit echten Zertifikatelösungen agiert, als Grundlage dient die Festlegung einer maximalen Fangmenge (TIETENBERG 2002:1/4). Die ersten Anwender waren Neuseeland und Island, inzwischen existieren handelbare Fischquoten auch in Norwegen, Polen, Kanada, Großbritannien, Australien und weiteren Ländern (BRÄUER ET AL. 2006:26-27). Außer für Fische werden handelbare Nutzungsrechte für Tintenfische, Hummer und Muscheln eingesetzt (NEWELL ET AL. 2005). Neuseeland betreibt den umfangreichsten Zertifikatehandel; 2004 wurde dort bereits der Fang von über 93 Arten mittels Zertifikaten reguliert (SANCHIRICO ET AL. 2006). Der Handel mit Fangquoten ist in den einzelnen Ländern durch verschiedene Zusatzbestimmungen geprägt. In allen Fällen beinhaltet er die Möglichkeit eines so genannten „Banking“, bei dem nicht verbrauchte Quoten zu einem späteren Zeitpunkt genutzt oder verkauft werden können. In einem gewissen Umfang ist auch eine vorzeitige Nutzung von Quoten für das nächste

Jahr möglich. Dies führt zu einer weiteren Flexibilisierung für Käufer und Verkäufer. Auch ein Quotenaustausch zwischen einzelnen Arten kann durchgeführt werden, dieser unterliegt allerdings strengen Einschränkungen. Es soll verhindert werden, dass Quoten von weniger wertvollen Arten in Quoten wertvoller Arten umgetauscht werden. Island erlaubt beispielsweise einen Tausch nicht genutzter Kabeljau-Quoten in andere Fischquoten, lässt aber keinen Umtausch in Kabeljau-Quoten zu (SANCHIRICO ET AL. 2006).

Eine zentrale Frage beim Einsatz von Zertifikaten ist ihre Erstzuteilung. Erfolgt sie kostenlos auf der Basis bisheriger Nutzungen, wird dies auch als „grandfathering“ bezeichnet. Selten werden Lizenzen auch versteigert oder über eine Lotterie verteilt. Das „grandfathering“ bildet den Ausgangspunkt aller derzeitigen Emissionszertifikatmärkte und ist auch die gängige Methode bei der Erstzuteilung von Fangquoten.

MACMILLAN (2004) schlägt den Einsatz handelbarer Nutzungsrechte für die Bejagung von Rotwild (*Cervus elaphus*) in Schottland vor. Dabei handelt es sich um eine eher ungewöhnliche Anwendung, da in diesem Zusammenhang die „Unternutzung“ reguliert werden soll. Eines der Ziele ist, die aus den zu hohen Rotwildbeständen resultierenden negativen Auswirkungen auf die Natur (insbesondere Verbiss einheimischer Baumarten) zu verringern.

Bewertung und Vergleich der vorgestellten ökonomischen Instrumente

Die Forderung nach einem verstärkten Einsatz ökonomischer Instrumente im Natur- und Artenschutz wird in der Regel mit ihrer höheren Kosteneffektivität begründet. Dabei ist vor allem eine Ergänzung des ordnungsrechtlichen Instrumentariums anzustreben, ein Ersatz des Ordnungsrechts ist in den meisten Fällen aufgrund der Vielzahl bereits bestehender Regelungen nicht möglich. Dies wäre auch unabhängig davon nicht unbedingt zielführend, da einige ökonomische Instrumente dem Ordnungsrecht im Hinblick auf ihre ökologische Effektivität unterlegen sind.

So leidet die Wirksamkeit von Abgaben darunter, dass eine Reduzierung negativer Nutzungen nicht unmittelbar, sondern durch Anpassungsreaktionen der jeweiligen Akteure erreicht wird. Wegen der unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten wird stets nur ein Teil der Akteure tatsächlich sein Verhalten ändern. Im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Instrumenten erreichen Abgabe ihr Ziel deshalb nur näherungsweise

(HANSJÜRGENS 1992:38). Eine exakte und punktgenaue Zielerreichung kann nicht gewährleistet werden (BIZER 1997:118). Abgaben sind deshalb für schnelle und flächenscharfe Zielerreichungen ungeeignet, was für den Erhalt von stark gefährdeten und heterogen verbreiteten Arten aber relevant wäre. Stattdessen eignen sie sich vor allem für eine Anwendung bei homogenen Gütern, deren Beeinträchtigung insgesamt reduziert werden soll (FREY & BLÖCHLINGER 1991:81). So ist ein Einsatz zur Begrenzung negativer Einflüsse auf Arten möglich, wenn die Reduzierung an jeder Stelle des Bezugsraumes den gleichen positiven Effekt auf die Zielpopulation hätte. Hier ist etwa an eine Reduzierung von Schadstoffen mit negativen Auswirkungen auf homogen verbreitete Arten zu denken. Der entscheidende Vorteil von Abgabenlösungen gegenüber dem Ordnungsrecht besteht in ihrer größeren Kosteneffektivität. Sie realisieren das angestrebte Ziel zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten, da ein Akteur nur dann zahlen wird, wenn er die Aktivität nicht billiger vermeiden kann. Zudem verfügen sie über eine hohe dynamische Anreizwirkung: um der Zahlung der Abgabe zu entgehen, werden die damit belasteten Akteure ständig nach Möglichkeiten suchen, die belastete Aktivität zu vermeiden (ENDRES 2007:136).

Sind Subventionen ähnlich wie Abgaben als feste Zahlungen pro Einheit ausgestaltet, ist ihre ökologische Wirksamkeit und Kosteneffektivität mit der von Abgaben vergleichbar (HANSJÜRGENS 2003:44). Nachteilig erweist sich jedoch, dass sie die Produktionskosten subventionierter Betriebe senken, was zu einer Produktionssteigerung bzw. dem Markteintritt neuer Firmen führen kann und somit zu einer Ausweitung der schädigenden Aktivität resultiert. Dennoch werden Subventionen häufig in der Umweltpolitik eingesetzt, weil sie die Option bieten, Anreize für ein umwelt- bzw. „artenfreundliches“ Verhalten ohne eine Änderung der aktuellen Eigentumsrechte zu schaffen. Sie verfügen in der Regel über eine hohe soziale Akzeptanz. Viele Subventionen sind allerdings so ausgestaltet, dass sie nur geringe oder sogar negative Anreizwirkung hervorrufen (perverse Subventionen). Ein wesentliches Manko ist ihre Finanzierung: da sie auf dem Gemeinlastprinzip basieren, sind stets öffentliche Mittel erforderlich. Der Einsatz von Subventionen wird deshalb kritisch betrachtet. Eine denkbare Anwendung im Artenschutz wäre die Subventionierung ordnungsrechtlich vorgeschriebener Wirtschaftsweisen oder Techniken (Beispiel „otterfreundliche“ Fischreusen) für einen bestimmten Zeitraum, um den Betroffenen die Umstellung zu erleichtern.

Handelbaren Nutzungsrechten wird in der umweltökonomischen Literatur eine hohe ökologische Wirksamkeit zugeschrieben (MICHAELIS 1996:36). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Menge der Nutzungen wie bei einer Auflage absolut begrenzt ist. ROSALES (2005) kritisiert die Anwendung von Zertifikaten im Naturschutz, da die Nutzungseinschränkungen zu gering seien. Dabei handelt es sich jedoch um eine Frage der praktischen Implementation, nicht um mangelnde ökologische Effektivität. Die hohe Kosteneffektivität von Zertifikaten resultiert daraus, dass die Nutzung dort vermieden wird, wo die geringsten Kosten dafür anfallen (SCHRÖTER 2005:137f.). TIETENBERG (2002) zählt eine Anzahl negativer Aspekte bei der Implementierung handelbarer Fangquoten in der Fischerei auf. So begünstigt unzureichendes Monitoring Quotenüberschreitungen. Eine zielgenaue Einlösung der Quoten scheitert teilweise am Beifang, dem versehentlichen Anlanden anderer Spezies. Negative externe Effekte – etwa durch nicht nachhaltige Fangmethoden – werden durch Zertifikate nicht internalisiert.

Die Umwandlung ordnungsrechtlicher Regelungen in Zertifikatelösungen ist mit hohen Transaktionskosten verbunden (HANSJÜRGENS 2000:260). NEWELL ET AL. (2005) sehen dies als ein wesentliches Problem handelbarer Quoten im Fischfang an. Insbesondere die Implementationskosten solcher Systeme sind in der Fischerei groß, da sich der Fang auf einzelnen Schiffen zu verschiedenen Zeiten und an unterschiedlichen Orten nur schwer kontrollieren lässt. TIETENBERG (1990:31) weist auf die Möglichkeit der Transaktionskostenreduzierung durch größere Märkte hin. Für den Artenschutz ist dies weniger relevant, da hier eine Ausweitung der Bezugsräume im Gegensatz zum Emissionshandel nicht unbegrenzt möglich ist. Trotz gegenläufiger Ansichten (ROSALES 2005) deutet sich eine hohe soziale Akzeptanz von Zertifikaten im Artenschutz an. Dies lässt sich aus den zahlreichen freiwilligen Teilnehmern am „Conservation Banking“ und dem „Safe Harbour Program“ schlussfolgern (COSTA & KENNEDY 1996, FOX & NINO-MURCIA 2005). Auch TIETENBERG (2002:21) bestätigt eine hohe Akzeptanz von handelbaren Fangquoten in der Fischerei. Er führt dies auf das Eigeninteresse der Fischer an einer langfristigen Nutzung der Ressource zurück, so dass sie beim Zertifikatehandel kooperieren.

Insgesamt erscheint jedoch eine Ausweitung des Zertifikatehandels auf weitere artenschutzrelevante Bereiche unwahrscheinlich. Dies ist in erster Linie auf die fehlende

Homogenität der betreffenden Ressourcen zurückzuführen. Ein reiner Flächenbezug der gehandelten Habitats wird ihren unterschiedlichen qualitativen Eigenschaften nicht gerecht. Bei Berücksichtigung dieser Eigenschaften müssten alle unterschiedlichen Funktionen eines Habitats berücksichtigt werden, was extrem hohe Entscheidungsfindungskosten verursacht. Dieses Problem vervielfacht sich, wenn es um mehrere Arten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen geht. Denkbar wäre allenfalls ein Handel mit Habitaten, die durch menschliche Nutzung geprägt sind und relativ kurzfristig entstehen können. THUM & WÄTZOLD (2007) führen hier etwa die Schaffung von Hamsterhabitaten durch eine entsprechende Ackerbewirtschaftung an.

Anders stellt sich der Fall von Kompensationslösungen dar. Insbesondere im Zusammenhang mit Ausgleichsmaßnahmen wird hier das Potential gesehen, den amerikanischen Ansatz des „Conservation Banking“ weiterzuführen. Ein großer Vorteil von „Conservation Banks“ besteht darin, dass sie anstatt zahlreicher kleiner Ausgleichsflächen große zusammenhängende Habitats schaffen, die mehr Arten beherbergen (BONNIE 1999). Der Zusammenhang zwischen zunehmender Habitatgröße und steigender Artenzahl wurde bereits 1963 von MACARTHUR & WILSON als „Biogeografische Inseltheorie“ belegt (WILSON 1997:269). In Deutschland gibt es erste Ansätze von Kompensationslösungen in Form so genannter „Flächenpools“ und „Ökokonten“, welche die Flexibilisierung von Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen der Eingriffsregelung anstreben. Bei einem „Ökokonto“ werden ähnlich wie beim „Conservation Banking“ Kompensationsmaßnahmen im Voraus durchgeführt und in ein „Konto“ zur weiteren Verwendung durch Vorhabensträger eingebucht, allerdings noch nicht speziell für Habitats und nur innerhalb eines engen räumlichen Rahmens (THUM & WÄTZOLD 2007).

Von zentraler Bedeutung für die Effektivität von Kompensationslösungen wäre eine Kontrollinstanz, welche die Qualität der jeweiligen Habitats sicherstellt. Anders als auf einem idealen Markt, auf dem der Nachfrager ein Eigeninteresse an der Qualität eines Gutes hat, hat der Nachfrager von Kompensationsmaßnahmen kein Interesse an ihrer Hochwertigkeit. Ihm geht es nicht um die Befriedigung eigener Bedürfnisse, sondern lediglich darum, den gesetzlichen Verpflichtungen nachkommen (THUM & WÄTZOLD 2007). Die Vermeidung dieses Vollzugsproblems verursacht hohe Implementationskosten.

Kompensationszahlungen für ökologische Leistungen

Kompensationszahlungen für ökologische Leistungen haben zum Ziel, den Erhalt ausgewählter, meist traditioneller Bewirtschaftungsformen mit zentraler Bedeutung für den Artenschutz zu sichern. Dazu gehören beispielsweise extensive Beweidung, die Mahd von Almwiesen oder die Teichwirtschaft.

Die Zahlungen werden im Rahmen von Vertragsnaturschutzprogrammen getätigt und basieren auf unterschiedlichen Rechtsgrundlagen. Ein Großteil erfolgt im Rahmen von EU-Agrarumweltprogrammen. Darüber hinaus existieren auch reine Länderprogramme. Ausgestaltet ist die Honorierung ökologischer Leistungen als freiwillige Managementvereinbarung in Form von Verträgen zwischen dem Staat und einem Landwirt (VAN HUYELENBROEK & WHITBY 1999). Dahinter steht der Gedanke, dass ein Großteil traditioneller Bewirtschaftungsformen ökonomisch nicht mehr profitabel ist (MACDONALD ET AL. 2000). Eine Beibehaltung erhöht die Produktionskosten für Landnutzer und führt zu Einkommensverlusten. Dies soll durch die Zahlung von Kompensationen ausgeglichen werden, damit Anreize für die Fortführung dieser Landnutzungsformen entstehen. Auch das Argument der Gerechtigkeit spielt eine Rolle: Da Kompensationszahlungen auf dem Gemeinlastprinzip basieren, verteilen sie die Kosten für die Produktion öffentlicher Güter auf die Gesellschaft (BROMLEY & HODGE 1990, HANLEY & OGLETHORPE 1999).

In der EU entstand seit 1992 zunächst auf der Grundlage der VO (EWG) 2078/ 92, später auf der Grundlage der VO 1257/99 eine Vielzahl von Agrarumweltprogrammen. 2007 tritt ein neuer Rechtsrahmen in Kraft, der den Landwirten mehr Entscheidungsfreiheit überlässt. Jedes (Bundes-) Land entwickelt nach den Verordnungen spezifische Programme (WÄTZOLD & SCHWERDTNER 2005). Dabei sind neben einer „Sockelmaßnahme“ verschiedene Zusatzmaßnahmen wählbar, deren vertraglich geregelte Umsetzungsdauer meist 5 Jahre beträgt. Eine Sockelmaßnahme stellt eine Art Grundsatzvereinbarung für die Bewirtschaftung von Flächen dar (z.B. extensiv, ohne chemische Dünger etc.), für die ein fester Betrag gezahlt wird. Zusätzliche Förderungen sind für darüber hinausgehende Maßnahmen möglich.

Prinzipiell können bei der Honorierung ökologischer Leistungen handlungs- und ergebnisorientierte Zahlungen unterschieden werden. Bei der handlungsorientierten

Ausgestaltung von Programmen fragt der Staat bestimmte Leistungen nach (z.B. das Mähen von Feuchtwiesen) und bietet eine Prämie dafür an. Die gezahlte Kompensation orientiert sich an den Opportunitätskosten der möglichen Anbieter. Diese fungieren als Mengenanpasser, d.h. sie bieten die Leistung an, wenn die Prämie mindestens ihre Ausgaben abdeckt. Handlungsorientierte Honorierungen werden in den meisten europäischen Agrarumweltprogrammen angewendet und sind auch in den USA stark verbreitet.

Einen alternativen Ansatz stellt die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen dar. Dabei richtet sich die gezahlte Kompensation nicht nach den Kosten der ökologischen Leistung, sondern wird unabhängig vom getätigten Aufwand für das Vorhandensein ökologischer Güter gezahlt, z.B. bestimmte Arten. Das Hauptproblem bei diesem Ansatz besteht darin, die Nachfrage für die jeweiligen Güter zu ermitteln. Da es sich um öffentliche Güter handelt, existieren keine Marktpreise dafür. Zur Ermittlung vorhandener Präferenzen müssen deshalb die im Kapitel 2 genannten Bewertungsverfahren herangezogen werden, deren Durchführung allerdings mit erheblichen Kosten verbunden sein kann. Erste praktische Ansätze zur Umsetzung ergebnisorientierter Honorierungen orientieren sich deshalb bei der Festlegung der Prämienhöhe an den Kosten der Maßnahmen (siehe OPPERMANN & BRIEMLE 2002). Ein weiteres Problem der ergebnisorientierten Honorierung besteht darin, dass durch die hohe Komplexität, Heterogenität und Variabilität von Ökosystemen die angestrebte Zielerreichung mit einer großen Unsicherheit belastet ist. Durchgeführte

Managementmaßnahmen oder die Umstellung von Bewirtschaftungsformen führen nicht zwangsläufig dazu, dass sich die erwünschten Arten auch tatsächlich einstellen. Für den Landwirt bedeutet das eine große Unsicherheit, ob die Prämie auch gezahlt wird, was sich in einer geringeren Akzeptanz solcher Programme niederschlagen kann. Darüber hinaus werden ergebnisorientierte Zahlungen in der Regel von der EU-Kommission nicht genehmigt, da sie gegen das EU-Verbot nationaler Beihilfen und/oder WTO-Regelungen¹³ verstoßen.

Während Kompensationszahlungen für ökologische Leistungen die Anbieter dieser für ihren Aufwand entschädigen, können darüber hinaus auch die Nachfrager solcher Leistungen subventioniert werden, indem der Staat Naturschutzorganisationen oder Stiftungen finanziell unterstützt. Diese fragen Naturschutzleistungen nach oder führen sie selbst durch. ROTHGANG (1997:284-285) sieht darin einige Vorteile gegenüber der Durchführung von Vertragsnaturschutzprogrammen:

- Da die Organisationen ein Eigeninteresse an der kosteneffektiven Mittelverwendung haben, reduziert sich der Überwachungsaufwand für den Staat.
- Naturschutzorganisationen können ihre Mittel flexibler einsetzen als Behörden.
- Im Gegensatz zu administrativ gelenkter Politik kann die Unterstützung von Schutzorganisationen zu einer Differenzierung nachgefragter Produkte führen.

¹³ WTO: World Trade Organisation, globale Organisation, die den Handel zwischen Staaten regelt. Siehe www.wto.org.

Als nachteilig kann sich jedoch erweisen, dass die mangelnde Überwachung zum Anbieten von Gütern führt, die nicht den staatlichen Schutzziele entsprechen. Hier ist zu prüfen, ob nicht die Wirksamkeit durchgeführter Maßnahmen zugunsten einer Transaktionskostenreduzierung verringert wird.

Die **ökologische Effektivität** der Honorierung ökologischer Leistungen hängt stark von ihrer Ausgestaltung ab. Dem Ordnungsrecht sind sie insoweit unterlegen, als dass die Teilnahme an Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzprogrammen nicht vorausgesetzt werden kann. Jeder potentielle Teilnehmer wird die Entscheidung darüber anhand seiner individuellen Kosten treffen. Daraus folgt, dass nur jene Landwirte teilnehmen, deren zusätzliche Aufwendungen bzw. Ertragsverluste mindestens kompensiert werden oder die sogar einen Gewinn erwirtschaften. Der Anteil der Teilnehmer und damit die Effektivität des Programms könnte zwar durch hohe Prämien gesteigert werden, dies erscheint allerdings aus Kosteneffektivitätsgesichtspunkten wenig sinnvoll. Wird die Honorierung ökologischer Leistungen in Form handlungsorientierter Zahlungen ausgestaltet, wirkt sich zudem die uniforme Festlegung der Prämien nachteilig aus. Dadurch können weder lokale ökologische Unterschiede noch individuelle Kosten ausreichend berücksichtigt werden. Ein angestrebtes Ziel, wie das Mähen von Wiesen zwecks Erhöhung einer Wiesenbrüterpopulation, kann auf verschiedenen Flächen je nach Ausgangslage (Habitatqualität, Opportunitätskosten für Arbeit oder die benötigten Geräte) unterschiedliche Kosten verursachen. Solche Kostenunterschiede werden bei landesweit einheitlichen Prämien nicht berücksichtigt. Dies führt nicht nur zu Effektivitätsverlusten, sondern teilweise auch zu einer relativ geringen **sozialen Akzeptanz** der Programme bei den Landwirten (DEBLITZ 1999, AHRENS ET AL. 2000, JUNG CURT ET AL. 2004). Eine räumliche Differenzierung von Managementmaßnahmen zur Erhöhung der ökologischen Wirksamkeit erfordert eine Differenzierung der Prämien. Differenzierte Prämien sind allerdings nur so lange sinnvoll, wie die dadurch mögliche Effektivitätssteigerung nicht durch den Anstieg der Transaktionskosten aufgehoben wird.

Die mangelnde ökologische Effektivität macht sich vor allem dann bemerkbar, wenn der Erhalt spezieller Gebiete angestrebt wird, beispielsweise das Habitat einer Zielpopulation. Hier mangelt es insbesondere Agrarumweltprogrammen an Möglichkeiten zur weitergehenden räumlichen Differenzierung. Dadurch ist die punktgenaue Realisierung von Schutzziele nicht möglich, was vor allem für heterogen

verbreitete Arten relevant ist. Hier kann durch den Einsatz von individuellen Verträgen Abhilfe geschaffen werden, die sowohl den Ansprüchen der Arten als auch den Kosten der Landnutzer entsprechend ausgestaltet werden. Diese individuelle Vertragsgestaltung ist jedoch mit erhöhten Transaktionskosten verbunden.

PARKHURST ET AL. (2002) zeigen, dass aufgrund der freiwilligen Teilnahme an Agrarumweltprogrammen stets nur ein Teil der Flächen über ein Programm erfasst und entsprechend bewirtschaftet wird. Dies resultiert in einer Fragmentierung: statt eines einheitlichen Lebensraums wird eine Vielzahl kleinerer Flächen geschützt. Je kleiner die Fläche, umso geringer ist aber auch die Überlebenswahrscheinlichkeit der dort vorkommenden Arten. SMITH & SHOGREN (2001, 2002) schlagen deshalb die Anwendung eines Agglomerationsbons vor, der folgendermaßen funktioniert: Der Landbesitzer erhält eine zusätzliche Zahlung für jede Fläche, die an eine bereits geförderte Fläche angrenzt, egal ob an eine eigene oder die des Nachbarn. So entsteht ein positiver Anreiz, angrenzende Flächen mit in das Programm zu integrieren (PARKHURST ET AL. 2002:307). Das Problem der Fragmentierung lässt sich dadurch vermindern, die mangelnde Flächenschärfe besteht jedoch weiterhin.

Die **Kosteneffektivität** von Vertragsnaturschutz- bzw. Agrarumweltprogrammen kann durch eine öffentliche Ausschreibung einzelner Maßnahmen erhöht werden. Jeder Anbieter hat bietet Leistungen entsprechend seiner individuellen Kostenstrukturen an. Das ausschreibende Land bzw. die jeweilige Behörde kann aus den Angeboten die günstigsten Dienstleistungen auswählen. Dies führt zudem zu einer räumlichen Differenzierung der Prämien: In Gunststandorten wird eine Extensivierung möglich, ohne dass die Prämien in Ungunststandorten erhöht werden müssen. Ausschreibungen führen aber nur dann zu Effizienzsteigerungen, wenn (1) keine hohen Transaktionskosten durch den zusätzlichen Aufwand entstehen, (2) eine ausreichende Konkurrenz unter den Bietern besteht, so dass sie befürchten müssen, bei zu hohen Forderungen nicht ausgewählt zu werden und sich deshalb an ihren tatsächlichen Opportunitätskosten orientieren und (3) kein strategisches Verhalten vorliegt. Sprechen sich die Anbieter untereinander ab, dann können sie mehr oder weniger gleich hohe Forderungen stellen, so dass quasi eine feste Prämie entsteht (HOLM-MÜLLER & HILDEN 2004:5). In einem Modellprojekt im Kreis Nordheim (Niedersachsen) wird die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen mit einer Versteigerung kombiniert. Teilnehmende

Landwirte bieten den Erhalt bestimmter ökologischer Güter auf ihren Flächen zu betriebspezifischen Kosten an. Im Rahmen einer Auktion werden dann die kostengünstigsten Angebote ausgewählt (BRÄUER ET AL. 2006:41/42).

In Bezug auf die **dynamische Anreizwirkung** besteht der Nachteil bei der Honorierung ökologischer Leistungen darin, dass sie keine längerfristigen Verhaltensänderungen induzieren: wenn kein Geld mehr fließt, gehen die Landnutzer zu ihren alten Praktiken zurück oder geben traditionelle Praktiken auf (BRÄUER ET AL. 2006: 34). Hier existieren zwei Möglichkeiten: (1) eine konstante Förderung, da der Erhalt von Arten und Kulturlandschaften als wichtige Aufgabe der Gesellschaft angesehen wird, die durchaus konstant finanziert werden kann oder (2) eine Kombination mit anderen Instrumenten, vor allem der Produktzertifizierung, um längerfristig „artenfreundliche“ Produkte so zu vermarkten, dass der dabei entstandene externe Nutzen zumindest teilweise über den Preis internalisiert wird.

Schadenskompensationen

Schadenskompensationen kommt bei der Lösung von Konflikten im Artenschutz eine große Bedeutung zu. Derartige Konflikte sind vor allem ein Resultat der Nutzungskonkurrenz um biologische Ressourcen. So verursachen einige Prädatorenarten signifikante Schäden an Wild-, Fisch- oder Viehbeständen (YOM-TOV ET AL. 1994, COZZA ET AL. 1996, THIRGOOD ET AL. 2005:13). Die Kosten der Schäden oder ihrer Beseitigung werden in der Regel von Personen getragen, die im gleichen Gebiet wie die jeweiligen Arten leben (PORTILLO 1996, in FOURLI, 1999:3). Aus diesem Grund haben die Betroffenen oft eine negativere Einstellung gegenüber diesen Spezies als der Rest der Bevölkerung (ERICSSON & HEBERLEIN 2003). Da es sich meist um geschützte Arten handelt, sind die legalen Abwehrmöglichkeiten begrenzt. Hier stellen Schadenskompensationen für die Betroffenen eine instrumentelle Alternative dar.

Schadenskompensationen haben in der Regel zwei Ziele: So sollen einerseits die betroffenen Bevölkerungsgruppen adäquat für ihre Aufwendungen entschädigt werden. Angestrebt wird also eine gerechte Verteilung der Kosten (FOURLI 1999:3). Andererseits wird eine Erhöhung der Akzeptanz für die Schaden verursachende Art angestrebt, indem ökonomische Anreize für ihren Erhalt geschaffen werden. Dies kann potentielle Vollzugsdefizite ordnungsrechtlicher Instrumente verringern und möglicherweise deren

Implementationskosten minimieren. Obwohl es sich bei vielen Schadenskompensationen um Zahlungen durch die öffentliche Hand an private Akteure handelt, haben sie im Gegensatz zu Subventionen oder der Honorierung ökologischer Leistungen weder Lenkungswirkungen noch eine Finanzierungsfunktion. Dies rechtfertigt auch ihre Sonderstellung innerhalb der Kategorie ökonomischer Instrumente.

Schadenskompensationen wurden in der Literatur bereits ausführlich diskutiert (z. B. COZZA ET AL. 1996, ROLLINS & BRIGGS 1996, FOURLI 1999, BULTE & RONDEAU 2005, NYHUS ET AL. 2003, NYHUS ET AL. 2005). Eine systematische Analyse dieses Instruments liegt bisher jedoch nicht vor. Insbesondere der Aspekt ihrer Kosteneffektivität wurde nur unzureichend behandelt. Im Folgenden wird diese Thematik deshalb relativ ausführlich untersucht, die Struktur folgt dabei weitgehend der Arbeit von SCHWERDTNER & GRUBER (2007).

Die Zahlung von Schadenskompensationen kann mit erheblichen Kosten verbunden sein. Norwegen zahlte beispielsweise 2001 etwa 5 Millionen € an Geschädigte, um Verluste von Schafen durch Bären, Wölfe, Luchse und andere Karnivoren zu kompensieren (LINNELL & BRØSETH 2003). Angesichts der finanziellen Situation im Naturschutz ist auch hier eine kosteneffektive Verwendung der Mittel anzustreben. Aus ökonomischer Sicht muss deshalb das Ziel jedes Kompensationssystems in einer adäquaten Entschädigung der Betroffenen zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten bestehen.

Die Kompensation von Schäden kann über zwei Systeme erfolgen: als Entschädigung nach Eintritt des Schadens (ex post), oder bereits davor (ex ante). Bei einer ex-post-Kompensation wird der real aufgetretene Schaden kompensiert, weshalb eine Erfassung der einzelnen Schäden nach ihrem Eintritt erforderlich ist. Durchgeführt wird somit ein Schadensmonitoring. Ex-ante-Kompensationssysteme verschaffen den Begünstigten einen Schadensausgleich entsprechend eines statistischen Durchschnittswertes. Dies erfordert ein Monitoring der jeweiligen Art sowie genaue Kenntnisse über die verursachten Schäden. Eine einzelfallbezogene Schadenserfassung entfällt. Die Kompensation wird unabhängig davon gezahlt, ob der Schaden im Einzelfall tatsächlich auftritt. Voraussetzung für die Anwendung von ex ante Kompensation ist eine Vorhersagbarkeit des Schadens. Im Folgenden wird untersucht, inwieweit sich beide Kompensationssysteme unterscheiden, insbesondere im Hinblick auf ihre Kosteneffektivität und die angestrebten Anreize zur Akzeptanzerhöhung.

Ein zentraler Faktor für den Einsatz von Schadenskompensationen ist die Bestimmung der Kosten. Hierbei werden häufig nur Schadenskosten berücksichtigt, obwohl die Ermittlung der Schadenshöhe und des Schadensausmaßes weitere Kosten verursacht. Dies sind die Transaktionskosten von Schadenskompensationssystemen. Die Bedeutung von Transaktionskosten im Naturschutz wurde bereits von BIRNER & WITTMER (2004) im Zusammenhang mit dem Management natürlicher Ressourcen sowie von WÄTZOLD & SCHWERDTNER (2005) bei der Evaluierung der Kosteneffektivität von Biodiversitätsschutzmaßnahmen diskutiert. Beide Arbeiten bilden die Grundlage für die Analyse der Transaktionskosten von Schadenskompensationen im Artenschutz. Aufgrund der Besonderheiten dieses Instruments erscheint jedoch eine von BIRNER & WITTMER (2004) abweichende Differenzierung der Kostenkategorien als sinnvoll. Die korrespondierenden Kostenkategorien nach COASE (1960), BIRNER & WITTMER (2004) sowie SCHWERDTNER & GRUBER (2007) sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Vergleich der Transaktionskostenkategorien nach COASE (1960), BIRNER & WITTMER (2004) und SCHWERDTNER & GRUBER (2007).

Coase (1960)	Birner & Wittmer (2004)	Schwerdtner & Gruber (2007)
Such- und Informationskosten		Such- und Informationskosten
Verhandlungs- und Entscheidungsfindungskosten	Entscheidungsfindungskosten	
		Entscheidungsfindungskosten
Monitoring- und Durchsetzungskosten	Implementationskosten	

Eine klare Abgrenzung der **Informationskosten** ist innerhalb der Transaktionskosten gut möglich. Diese umfassen alle Kosten, die bei der Informationsgewinnung auftreten, wie etwa die Größe und Verteilung der jeweiligen Tierpopulation sowie das Ausmaß und die Verteilung der von ihnen verursachten Schäden. Die Höhe dieser Kosten variiert in Abhängigkeit von der schadenverursachenden Art stark und hängt vor allem vom technischen Prozess des jeweiligen Monitoring ab (YODER 2000). Besonders kostenintensiv sind aufwendige Verfahren wie Überprüfungen vor Ort oder genetische Analysen.

Eine Abgrenzung von Entscheidungsfindungskosten von Implementationskosten ist dagegen kaum möglich und erscheint im Zusammenhang mit Schadenskompensationen als wenig sinnvoll. Beide werden deshalb unter dem Begriff **Entscheidungsfindungskosten** zusammengefasst.

Entscheidungsfindungskosten sind darauf zurückzuführen, dass eine perfekte Schadensermittlung in der Regel nicht möglich ist (YODER 2000, NYHUS ET AL. 2005). Dies kann zu unterschiedlichen Meinungen der beteiligten Akteure über die Höhe der Schadenskosten führen. Für ein effektives Kompensationssystem – insbesondere im Hinblick auf die Vermeidung illegaler Handlungen – ist eine Einigung zwischen den geschädigten Personen sowie der kompensierenden Behörde bzw. Organisation erforderlich. Der dafür erforderliche Zeitaufwand führt bei allen Beteiligten zu Opportunitätskosten. Entscheidungsfindungskosten beinhalten deshalb alle Kosten, die für eine solche Einigung erforderlich sind: für Treffen, die Ausarbeitung von Konfliktlösungen und die dafür benötigte Zeit. BIRNER & WITTMER (2004) weisen darauf hin, dass auch die Kosten suboptimaler Entscheidungen hinzuzufügen sind, die sich daraus ergeben, dass eine Lösung von den beteiligten Akteuren nicht als sachgerecht bzw. angemessen betrachtet wird.

Bei einem Vergleich von ex-post und ex-ante-Kompensationssystemen kann zunächst davon ausgegangen werden, dass die zu kompensierenden **Schadenskosten** gleich sind. Unterschiede zwischen den Systemen resultieren demzufolge aus Problemen oder Unsicherheiten bei der Schadensermittlung und schlagen sich in den Transaktionskosten nieder. Diese Unsicherheiten treten in ex-post-Kompensationssystemen bezogen auf den Einzelfall auf, bei ex ante Kompensationen betreffen sie den geschätzten Schadenswert und sind für jeden Einzelfall gleich. Unter der Annahme gleich teurer Monitoringmethoden für die Schadensvorhersage und das Schadensmonitoring liegen die **Informationskosten** in ex-post-Kompensationssystemen deutlich höher, da jeder Schaden nach dessen Eintritt ermittelt wird. Wird wie bei ex-ante-Systemen vorher kompensiert, treten diese Kosten nur einmal auf bzw. immer dann, wenn das Monitoring wiederholt wird. Ist jedoch die angewendete Monitoringmethode sehr teuer, kann die einzelfallbezogene Schadensermittlung günstiger sein. Dies hängt auch von der Laufzeit des Systems ab: Über eine entsprechend lange Laufzeit können hohe anfängliche **Informationskosten** ausgeglichen werden.

Eine vergleichbare Bilanz lässt sich für **Entscheidungsfindungskosten** ziehen. Auch diese treten in ex-post-Kompensationssystemen fallweise auf, während sie bei vorheriger Kompensation nur am Anfang auftreten, es sei denn, spätere Unstimmigkeiten erfordern eine neue Einigung. Somit lässt sich feststellen, dass unter der Annahme vergleichbar teurer Erfassungsmethoden, einer möglichen Einigung zwischen beiden Seiten und einer gewissen Mindestlaufzeit eine ex-ante-Kompensation die kosteneffektivere Methode darstellt.

Diese Aussage ist aber nur dann zutreffend, wenn Schäden überhaupt vorhersagbar sind. Die Vorhersagbarkeit von Schäden variiert in u. a. in Abhängigkeit von ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung (siehe Tabelle 4). Diese kann homogen oder heterogen sein, d.h. Schäden können innerhalb eines bestimmten Gebietes gleichmäßig oder ungleichmäßig verteilt sein. Dasselbe trifft für die zeitliche Dimension zu; die Schäden können regelmäßig oder unregelmäßig über einen definierten Zeitraum hinweg auftreten. Demzufolge ergeben sich vier Möglichkeiten des Schadensauftritts und der Schadensvorhersage: räumlich und zeitlich homogen auftretende Schäden (A) sind nach einer ein- oder mehrmaligen Erfassung gut vorhersagbar. Dies ist wesentlich schwieriger, wenn eine der beiden Dimensionen variiert (B, C), und praktisch unmöglich, wenn beide Dimensionen variieren (D).

Tabelle 4: Schadensverteilung in Abhängigkeit von Raum und Zeit.

Schadensverteilung		zeitlich	
		stabil	dynamisch
räumlich	homogen	A) gleichmäßig verteilt in Raum und Zeit	B) räumlich gleich verteilt, zeitlich variierend
	heterogen	C) räumlich variierend, zeitlich gleich verteilt	D) räumlich und zeitlich variierend

Das zentrale Kriterium bei der Auswahl des Kompensationssystems ist somit die Vorhersagbarkeit der Schäden. Räumlich und zeitlich homogen verteilte Schäden sind gut für ex-ante-Kompensation geeignet. Ex-ante-Kompensationen sind wesentlich schwieriger in den Fällen, in denen eine Dimension variiert, und praktisch unmöglich, wenn beide Dimensionen variieren. Fall D ist deshalb nur für ex-post-Kompensation

geeignet. Das zweite Kriterium für eine Entscheidung zwischen beiden Systemen ist die Höhe der Transaktionskosten. Danach kann in den Fällen B und C bestimmt werden, welches Kompensationssystem kostengünstiger ist. So besteht die Möglichkeit, räumlich heterogene Schäden durch Fischotter an Teichen mit Hilfe eines Modells vorherzusagen (GRUBER ET AL. 2008). Nach einem Monitoring zwecks Datengewinnung für das Modell genügt eine Justierung aller 5 Jahre, um auf Grundlage dieses Modells ein ex-ante-Kompensationssystem anzuwenden. SCHWERDTNER & GRUBER (2007) zeigen, dass die Transaktionskosten dieses Systems deutlich unter denen einer ex-post-Kompensation liegen.

Das System der ex-ante-Schadenskompensationen weist neben seiner unter den beschriebenen Voraussetzungen bestehenden höheren Kosteneffektivität weitere Vorteile auf. Die zu zahlenden Summen sind von vornherein kalkulierbar, was für die kompensierende Behörde einfacher ist, als jährlich variierende Summen unbekanntem Ausmaßes zur Verfügung zu stellen. Untersuchungen belegen zudem, dass auch Landnutzer feste Zahlungen bevorzugen, da so die Schwierigkeiten der einzelfallbezogenen Schadensermittlungen entfallen (OWEN 1990, VICKERY ET AL. 1994).

Aus ökonomischer Sicht besteht jedoch der wesentliche Vorteil eines ex-ante-Systems darin, dass für die Begünstigten der Anreiz entsteht, in technische Abwehrmaßnahmen zu investieren. Sind diese erfolgreich, wird aus der Schadenskompensation ein Einkommen (ERIKSSON 1999:28). Beim Einsatz eines ex-post-Systems kann die Anwendung technischer Abwehrmaßnahmen gegebenenfalls vorgeschrieben werden. Schlagen die Maßnahmen fehl, hat also der Betroffene versucht, sein Eigentum zu schützen, kann eine Kompensation beantragt werden. Diesem Schema folgt beispielsweise die Sächsische Härtefallausgleichsverordnung. Damit verbunden ist jedoch das Problem des so genannten „moral hazard“: Da die kompensierende Behörde meist nicht in der Lage ist, eventuelle Abwehrmaßnahmen ausreichend zu überprüfen, kann die Zahlung von ex post Kompensation sogar zu einer Reduzierung kostenverursachender Abwehrmaßnahmen führen (BULTE & RONDEAU 2005). Vor diesem Hintergrund stellen ex-ante-Kompensationen eindeutig die bessere Alternative dar.

Exkurs: Existiert ein rechtlicher Anspruch auf Schadenskompensation?

Betrachtet man Schadenskompensationen unabhängig davon, dass sie eine gerechte Kostenverteilung sowie möglicherweise eine Akzeptanzerhöhung ermöglichen sollen, so

stellt sich die Frage, ob bzw. inwieweit Geschädigte tatsächlich einen Anspruch auf Kompensation haben. Zentral hierfür ist die Verteilung der Besitzrechte, die festlegt, wessen Eigentum geschädigt wird. Hierbei sind zwei Fälle zu unterscheiden, (1) die Schädigung von Privateigentum und (2) eine Schädigung von Gütern, denen keine privaten Eigentumsrechte zugewiesen werden.

Betrachtet man Fall (1) der Schädigung von Privateigentum, so ist relevant, dass dessen Besitz und Nutzung durch den Staat garantiert wird (Art. 14 Grundgesetz). Wenn staatlich erlassene Artenschutzvorschriften verhindern, dass sich Betroffene gegen Schädigungen ihres Eigentums durch geschützte Arten zur Wehr setzen, entsteht daraus eine Pflicht des Staates zur Kompensation? Zunächst einmal gibt es Ausnahmen von der Eigentumsgarantie, wie etwa die Enteignung. Sie spielt im vorliegenden Fall jedoch keine Rolle. Eine andere Form zulässiger Eigentumsbeschränkung ist die so genannte „Inhalts- und Schrankenbestimmung“ (THUM, persönliche Mitteilung). Hierzu gehören Regelungen des Naturschutzrechts, wie etwa die Ausweisung privater Flächen zum Naturschutzgebiet. Sie sind grundsätzlich entschädigungslos hinzunehmen. Das Eigentum darf durch solche Regelungen allerdings nicht vollständig entwertet werden. Führen Naturschutzgesetze dazu, dass es praktisch nicht mehr genutzt werden darf, besteht eine Pflicht des Staates zur Kompensation. Der Betroffene hat dann Anspruch auf einen angemessenen Ausgleich seiner Vermögensnachteile. Dies trifft für Schäden durch geschützte Arten nicht zu, da dem Eigentümer die Nutzung seines Besitzes nicht untersagt wird. Aus dem Grundrecht auf Eigentum können deshalb keine Entschädigungsansprüche herleitet werden. Die in Deutschland vereinzelt anzutreffenden Entschädigungsregelungen sind deshalb reine Kulanzmaßnahmen; eine Entschädigungspflicht des Staates besteht nicht. Eine solche Auslegung ist dann jedoch fraglich, wenn durch den Schaden die Nutzung des Eigentums praktisch unmöglich wird. So wird dem Eigentümer einer Ressource – beispielsweise einem Teichwirt – zwar nicht die Nutzung seines Teiches untersagt. Fällt aber ein großer Teil des Fischbestandes regelmäßig Ottern oder Kormoranen zum Opfer, ist keine (lohnende) Nutzung mehr möglich. Ohne Kompensationszahlungen kann der Staat dem Teichwirt sein Eigentum nicht garantieren.

Anders stellt sich die Situation im Fall (2) dar, wenn der Schaden an Wildbeständen auftritt, die niemandem gehören (*res nullius*) bzw. allen gehören (*res omnium*). Hier lässt

sich keine staatliche Pflicht zur Eigentumsgarantie ableiten, so dass zum Beispiel Jäger keinen Anspruch auf Entschädigung haben, wenn Wölfe Wild reißen. Schadenskompensationen stellen auch in diesem Fall reine Kulanzmaßnahmen dar und dienen der Minimierung von Konflikten. FOURLI (1999:1) vertritt allerdings die Auffassung, dass die Ableitung von Schadensansprüchen an den Status der schädigenden Art gebunden ist. Die Autorin geht davon aus, dass niemand für Schäden durch Tiere verantwortlich gemacht werden kann, die keinem gehören. Durch die Unterschützstellung würden diese jedoch den Status eines gemeinschaftlichen Besitzes (*res omnium*) erlangen, für dessen negative Auswirkungen der Staat zur Verantwortung gezogen werden könne. Dieser Interpretation kann inhaltlich zwar gefolgt werden, praktisch führt sie jedoch dazu, dass der Staat für sämtliche durch geschützte Arten verursachten Schäden haftet. Demgegenüber erscheint es sinnvoller, eine solide rechtliche Basis für Schadenskompensationen zu schaffen. Denkbar wäre, dass Schäden in einem gewissen Ausmaß an Privateigentum hinzunehmen sind. Übersteigen sie jedoch eine bestimmte Grenze – beispielsweise 10% Ertragsverlust – dann besteht ein Anspruch auf Kompensation. Ein solcher Anspruch verschafft Betroffenen die Sicherheit, dass ihre Schäden unabhängig von den jährlich wechselnden Budgets der zuständigen Behörden entschädigt werden. Betrachtet man den Schutzstatus von Arten als einen Ausdruck des gesellschaftlichen Willens für ihren Erhalt – wie in dieser Arbeit – dann sind Schadenskompensationen tatsächlich „a tool for an equilibrium“ (FOURLI 1999:3).

4.4.3 Suasorische Instrumente

Suasorische Instrumente entsprechen der Weitergabe von Informationen. Darunter werden verschiedene Formen der Informationsvermittlung zusammengefasst, wie Bücher und Broschüren, Kampagnen, Werbung, Weiterbildungsmaßnahmen, Zertifizierungen und Empfehlungen. Angestrebt wird die Vermittlung von Wissen an bestimmte Akteure, um diese zugunsten eines gewünschten umweltpolitischen Ziels zu beeinflussen. (VEDUNG & VON DER DOELEN 2006:103). In der umweltökonomischen Literatur werden suasorische Instrumente meist als flankierende Maßnahmen betrachtet, da sie häufig als Ergänzung oder zur Vorbereitung anderer Instrumente eingesetzt werden (KNÜPPEL 1989:66).

Je nach ihrer Ausgestaltung können im Artenschutz mehr oder weniger formalisierte Typen suasorischer Instrumente unterschieden werden:

- Informationskampagnen,
- Artenschutzprogramme und
- Produktzertifizierungen oder „Öko-Labels“.

Diese werden im Folgenden erläutert. Dabei ist zu berücksichtigen, dass zwischen den drei Typen Überschneidungen auftreten. So können Produktzertifizierungen Teil von Informationskampagnen sein (JACQUET & PAULY 2007).

Informationskampagnen

Informationskampagnen richten sich an eine breite Öffentlichkeit mit dem Ziel, über bestimmte Sachverhalte aufzuklären und so Unterstützung für Artenschutzmaßnahmen zu gewinnen. Sie können durch verschiedene Institutionen initiiert werden. Informationskampagnen sind insbesondere für Arten relevant, denen eine geringe Akzeptanz entgegengebracht wird. Ein klassisches Beispiel ist die Rückkehr des Wolfs nach Deutschland, wo die Spezies Anfang des 20. Jahrhunderts ausgerottet wurde. Sachsen ist bisher das einzige Bundesland mit kontinuierlicher Wolfsbesiedlung und einem reproduzierenden Rudel. Das Land baut sein Wolfmanagement auf drei Säulen auf: (1) Monitoring, (2) Schadensprävention und (3) Information (REINHARDT & KLUTH 2007:52). Zur Durchführung der Öffentlichkeitsarbeit wurde ein Kontaktbüro eingerichtet, welches Broschüren herausgibt, aktuelle Ereignisse auf einer Internetseite präsentiert und zielgruppenspezifische Angebote macht, unter anderem an Jäger (REINHARDT & KLUTH 2007:65).

Artenschutzprogramme

Artenschutzprogramme summieren wichtige Informationen und Daten über eine Art und enthalten Vorschläge und Handlungsanweisungen für relevante Artenschutzmaßnahmen. Sie richten sich in erster Linie an fachlich interessierte Personen sowie Behörden und Naturschutzorganisationen, sind also wesentlich zielgruppenspezifischer als Informationskampagnen. Ein Ziel ist, bei den jeweiligen Institutionen Unterstützung für notwendige Maßnahmen zu bekommen.

In Deutschland existieren Artenschutzprogramme nur auf Länderebene. 2002 gab es in den Bundesländern 282 Artenschutzprogramme für 171 verschiedene Arten bzw. Artengruppen. Das Verfahren zur Aufstellung solcher Programme ist in den Landesnaturschutzgesetzen geregelt. Es enthält jedoch keine zwingenden Ge- oder Verbote (THUM ET AL. 2003:19), so dass Artenschutzprogramme keinen rechtlich bindenden Charakter haben.

Produktzertifizierungen und „Öko-Labels“

Eine Vielzahl von Zertifizierungen und „Öko-Labels“ ist für den Artenschutz von Bedeutung. Diese können sowohl für Produkte als auch für Dienstleistungen eingesetzt werden. Aus einer politischen Perspektive besteht ihr Ziel darin, den Konsumenten über die Auswirkungen auf die Umwelt bei der Produktion bzw. dem Konsum eines Gutes zu informieren und sein Kaufverhalten so zu beeinflussen, dass negative Umwelteffekte minimiert werden. Aus der Perspektive der Produzenten ist die Verwendung eines „Öko-Labels“ interessant, wenn sich dadurch höhere Marktanteile und damit mehr Profit ergeben (JACQUET & PAULY 2007).

In der Regel werden zertifizierte Produkte zu höheren Preisen verkauft als vergleichbare Produkte ohne Label. Dies kann damit begründet werden, dass Produzenten einen höheren Aufwand haben, um die Kriterien für die Zertifizierung zu erfüllen, wodurch die Produkte oder zumindest der Herstellungsprozess von höherer Qualität sind als bei nicht zertifizierten Produkten. Zugleich bietet der höhere Preis einen Anreiz für Unternehmer, ihre Produktion umzustellen (KAISER & EDWARDS-JONES 2006).

Zertifizierungen können unterschiedliche administrative Ebenen betreffen. Neben Regionalsiegeln, die an eine definierte geografische Herkunft gebunden sind (z.B. Produkte aus dem Biosphärenreservat) gibt es landesweit gültige Siegel von Organisationen und Verbänden (Bioland, Demeter) und international gültige Zertifizierungen. Für den internationalen Artenschutz sind dabei vor allem der „Forest Stewardship Council“ (FSC) und der „Marine Stewardship Council“ von Bedeutung.

Der FSC ist eine internationale Organisation, die ein Siegel für Wälder und Produkte aus nachhaltiger Forstwirtschaft vergibt. Weltweit werden fast 91.000.000 ha Wald in 77 Ländern nach FSC-Kriterien bewirtschaftet. Zu den Kriterien für die Nutzung des Siegels gehört unter anderem, dass auf den zertifizierten Flächen die biologische Vielfalt und

Funktionalität des Waldes erhalten bleibt, die Bewirtschaftung nach einem Managementplan erfolgt und die Rechte indigener Völker respektiert werden. Produkte erhalten nur dann ein FSC-Siegel, wenn der gesamte Herstellungsprozess von zertifizierten Eigentümern durchgeführt wurde. Dies wird auch als Produktkettenzertifizierung oder „chain of custody“ bezeichnet (FSC 2007).

Der „Marine Stewardship Council“ (MSC) wurde 1997 vom WWF und Unilever (einem der größten Fisch- und Meeresfrüchtehändler der Welt) gegründet (JACQUET & PAULY 2007). MSC vergibt ein Siegel an Fischer und Fischereiverbände sowie für Produkte aus nachhaltiger Fischerei. Kriterien sind neben dem Erhalt und der Wiederherstellung von vitalen Populationen der genutzten Arten auch die Erhaltung der Integrität der befischten Ökosysteme und die Einhaltung aller für die Fischerei relevanten nationalen und internationalen Abkommen, Gesetze und Standards. Ebenso wie beim FSC werden nur Produkte zertifiziert, die aus zertifizierten Quellen stammen (MSC 2007).

In der Landwirtschaft kann die Zertifizierung von Produkten einen wesentlichen Beitrag zur Weiterführung traditioneller Bewirtschaftungsweisen leisten und beispielsweise den Erhalt von Habitaten ermöglichen. Dazu gehört etwa Apfelsaft von Streuobstwiesen oder Fleisch von Schafen aus Hütehaltung. Eine erfolgreiche Vermarktung zertifizierter Produkte schafft einen Anreiz, traditionelle Bewirtschaftungsmethoden zu erhalten und kann so zum Schutz von Arten beitragen. Dies spielt gerade in den nutzungsgeprägten Landschaften Mitteleuropas eine große Rolle.

Bewertung suasorischer Instrumente

Die informelle Beeinflussung des Umweltverhaltens durch Informationskampagnen, Artenschutzprogramme und Zertifizierungen hat nur Appellcharakter, da sie vollständig auf Freiwilligkeit beruht. Suasorische Instrumente räumen den Akteuren die größten Freiheitsgrade von allen Instrumenten ein. Damit ist ihre Zielerreichung (die **ökologische Effektivität**) stets unsicher, was ihre Einordnung als ergänzende Instrumente erklärt. KNÜPPEL (1989:73) geht sogar davon aus, dass suasorische Instrumente Umweltprobleme allenfalls mildern, jedoch nicht ihre Ursachen beheben können.

Kampagnen und Artenschutzprogramme können Artenschutzmaßnahmen und andere Instrumente ergänzen und unterstützen. Die Rolle von Artenschutzprogrammen ist vor allem in der Vorbereitung von Aktivitäten für den Erhalt ausgewählter Arten zu sehen.

Sie tragen dazu bei, dass Informationen gesammelt und aufbereitet, Datenlücken erkannt und Schwerpunkte für künftige Aktivitäten gesetzt werden können.

Durch Zertifizierungen und „Öko-Labels“ wird Konsumenten vermittelt, dass die Produktion eines Gutes positive Auswirkungen auf Arten hatte. „In this context, value signaling through certification and ecolabeling can play a crucial role in assisting economic agents to price biodiversity benefits and to internalize them, greasing the wheel of the market mechanism.“ (NUNES & RIYANTO 2005:2010). Käufer können sich zwischen „artenfreundlich“ und „nicht artenfreundlich“ produzierten Gütern entscheiden. Bei ausreichendem Kaufinteresse entsteht ein Markt für solche Produkte. Wie **effektiv** eine Zertifizierungspolitik sein wird, ist unsicher und hängt von der Akzeptanz des jeweiligen „Öko-Labels“ ab. Eine wesentliche Voraussetzung ist, dass sich Konsumenten an klaren, vertrauenswürdigen Kriterien für das Label orientieren können (NUNES & RIYANTO 2005). Nach TEISL ET AL. (1999) hängt die Akzeptanz und damit auch die Wirksamkeit von Zertifizierungen stark vom Bildungsstand und dem Umweltengagement der jeweiligen Zielgruppe ab.

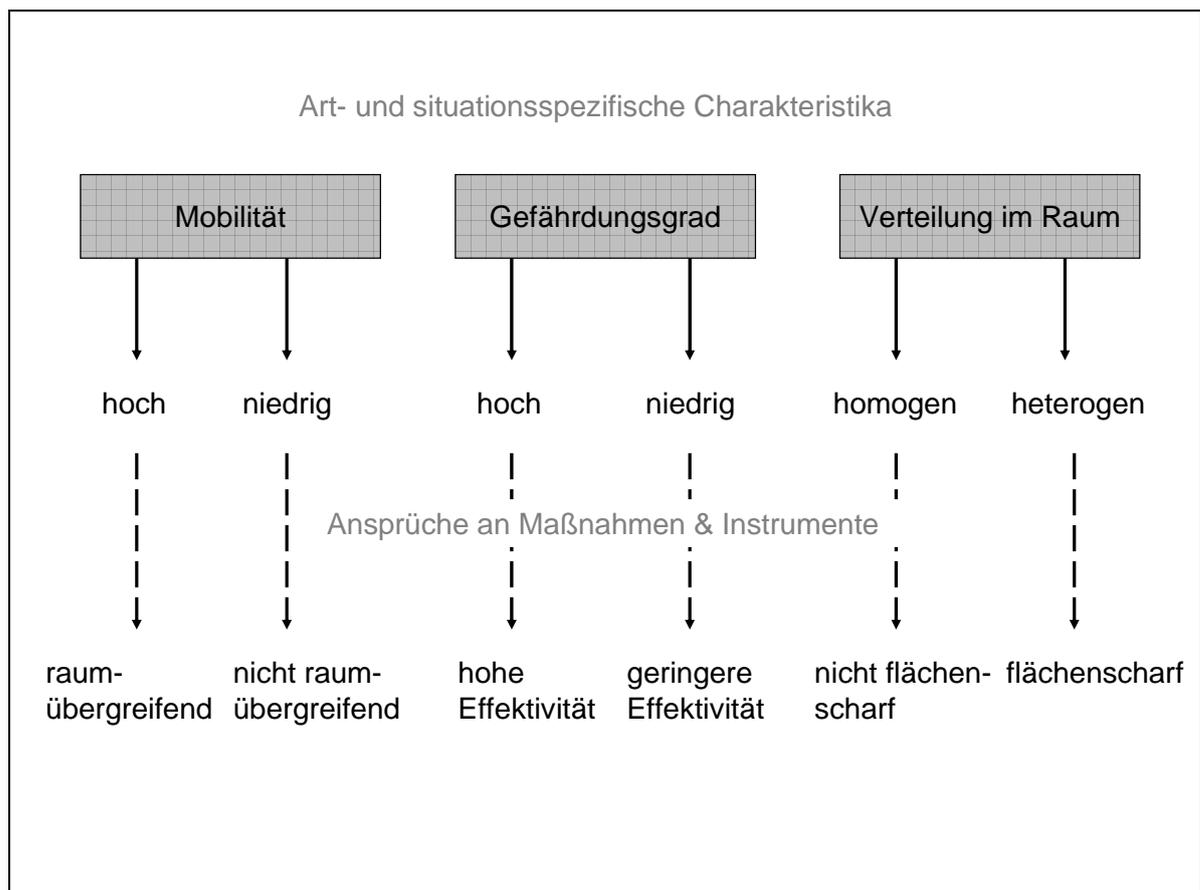
Die **Kosteneffektivität** von Zertifizierungen wird stark von ihren Implementationskosten beeinflusst. Während in der Land- und Forstwirtschaft die entsprechenden Standards zumindest teilweise direkt überprüft werden können, ist dies in der Fischerei extrem schwierig. Die Überprüfung der Kriterieneinhaltung ist aber von zentraler Bedeutung, da sonst die Konsumenten das Vertrauen verlieren und das Label nicht mehr eingesetzt werden kann (KAISER & EDWARD-JONES 2006). Über ein Siegel vermittelte Informationen helfen Marktteilnehmern, die ihren Präferenzen entsprechenden Produkte auszuwählen und senken somit die Kosten der Informationsbeschaffung.

4.5 Zusammenfassung

Für die Umsetzung von Artenschutzmaßnahmen steht eine Vielzahl von Instrumententypen zur Verfügung. In diesem Kapitel wurde ein Überblick über ihren aktuellen Einsatz im Artenschutz gegeben sowie potentielle Erweiterungen aufgezeigt (**Teilziel 4**). Dabei wird kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben, vielmehr war das Ziel, relevante Instrumententypen und Möglichkeiten ihrer Ausgestaltung vorzustellen sowie die Stärken und Schwächen mit Hilfe der Bewertungskriterien zu erfassen.

Stärker als in vielen anderen Umweltbereichen müssen Instrumente im Artenschutz einer Vielzahl von Anforderungen gerecht werden, die unter anderem aus den unterschiedlichen Eigenschaften von Spezies resultieren. Dieser Besonderheit wird durch die Entwicklung art- und situationsspezifischer Charakteristika Rechnung getragen. Sie sind aus der Ökologie abgeleitet und können für die Beurteilung der ökologischen Effektivität eines Instrumentes herangezogen werden. Mit Hilfe dieser Charakteristika ist somit eine Präzisierung dessen möglich, was in der Ökonomik unter ökologischer Effektivität verstanden wird. Daraus lassen sich allgemeine Ansprüche an Instrumente formulieren, die bei der Auswahl potentieller Instrumententypen helfen. Somit ist es möglich, situationsbezogen zu entscheiden, welche Instrumentenkategorien und Instrumententypen für die Umsetzung von Schutzmaßnahmen zum Erhalt einer Zielartenpopulation geeignet sind. Abbildung 4 stellt dies zusammenfassend dar.

Abbildung 4: Maßnahmen- und Instrumentenauswahl im Artenschutz.



So beeinflusst die Mobilität einer Zielart den erforderlichen Raumbezug. Sehr mobile oder gar migrierende Arten sind auf raumübergreifende Instrumente angewiesen, wie

internationale Schutzabkommen oder landesweite Jagdverbote. In Abhängigkeit vom Gefährdungsgrad einer Art sind die Ansprüche an die ökologische Effektivität der Instrumente unterschiedlich hoch: Stark gefährdete Arten sind insbesondere auf eine schnelle Wirksamkeit angewiesen. Die Frage nach der räumliche Verteilung definiert den Anspruch an die Flächenscharfe: Heterogen verbreitete Arten erfordern Instrumente, die flächenscharf oder sogar punktgenau wirksam werden. In diesem Zusammenhang ist die Honorierung ökologischer Leistungen potentiell ungeeignet, stattdessen müssen individuelle Verträge mit Landnutzern ausgehandelt werden.

Die Analyse der verschiedenen Instrumententypen hat gezeigt, dass die häufig geforderte Ergänzung des Ordnungsrechts im Artenschutz unter Wirksamkeits- und Kosteneffektivitätsgesichtspunkten eine wesentliche Rolle spielt. Angesichts der Vielzahl existierender ordnungsrechtlicher Regelungen und der mit einer solchen Umstellung verbundenen hohen Transaktionskosten ist ein Ersatz ordnungsrechtlicher Instrumente aber nicht anzustreben. Zudem gilt ebenso wie in anderen Bereichen der Umweltpolitik, dass im Bereich der Gefahrenabwehr dem Ordnungsrecht in der Regel der Vorzug zu geben ist. Vor allem der Erhalt stark gefährdeter Arten, bei denen ein schnelles Aussterben zu befürchten ist, muss durch einen entsprechenden Schutzstatus gewährleistet sein. Ökonomische Instrumente haben dann die Aufgabe, durch das Setzen entsprechender Anreize die Gefahr von Vollzugsdefiziten zu vermindern. Hier spielt sowohl die Honorierung ökologischer Leistungen als auch der Einsatz von Schadenkompensationen eine entscheidende Rolle. Unter Berücksichtigung der aufgezeigten Verbesserungspotentiale ist ein verstärkter Einsatz beider Instrumententypen anzustreben. Dem Einsatz von Abgabenlösungen und Zertifikaten sind dagegen klare Grenzen gesetzt. Bei Abgaben ist dies auf ihre mangelnde Zielgenauigkeit zurückzuführen, die nur eine allgemeine Reduzierung negativer Faktoren erlaubt. Zertifikate sind außerhalb der Fischerei vorrangig als Kompensationslösung interessant, insbesondere zur Flexibilisierung von Ausgleichsmaßnahmen nach Eingriffen in Natur und Landschaft. Subventionen spielen im Artenschutz nur eine untergeordnete Rolle. Dies mag auch eine Frage der Ausgestaltung sein, wie im fünften Kapitel zu gezeigt wird.

Suasorische Instrumente sind im Artenschutz von großer Bedeutung. So kann mit Informationskampagnen die Akzeptanz von Artenschutzmaßnahmen beeinflusst werden,

was insbesondere für den Erhalt konflikträchtiger Arten wie Wölfe eine Rolle spielt. Artenschutzprogramme bilden oft den Ausgangspunkt für Erhaltungsmaßnahmen, da mit ihrer Hilfe Informationen zusammengefasst, Wissenslücken aufgezeigt und Grundlagen für konkrete Aktivitäten gelegt werden.

In den meisten Fällen ist eine Kombination unterschiedlicher Instrumententypen notwendig, um einen effektiven Schutz der Art zu gewährleisten. Wie ein solcher „Policy-Mix“ aussehen kann, zeigt das vierte Kapitel. Dabei werden die theoretischen Erkenntnisse aus der Arbeit angewendet, wobei der Schwerpunkt auf dem Einsatz von Instrumenten für den Erhalt einer Zielart liegt.

Tabelle 5: Synthese von Instrumentenkategorien, Instrumententypen und Möglichkeiten der Ausgestaltung.

Instrumentenkategorie	Instrumententyp	Beispiele für Ausgestaltung
Ordnungsrechtliche Instrumente	Auflagen	Schutzstatus
		Schutzgebiet
		Quoten und Lizenzen
		„Gute landwirtschaftliche Praxis“
Ökonomische Instrumente	Abgaben	Ersatzzahlungen im Rahmen der Eingriffsregelung
		Eintrittsgebühr für Schutzgebiete
	Subventionen	Subventionen für „ottersichere“ Reusen
		Zertifikate
	Honorierung ökologischer Leistungen	Agrarumweltprogramme
	Schadenskompensation	Ex-ante oder ex-post
Suasorische Instrumente	Informationskampagnen	Rückkehr des Wolfs nach Sachsen
	Artenschutzprogramme	Fischotter in Sachsen
	Zertifizierungen	“Marine Stewardship Council”

4.6 Einige Anmerkungen zur Verbindung zwischen Kapitel 3 und 4

Bisher wurden die Auswahl von Stellvertreterarten und die Auswahl von Instrumenten für den Erhalt jeder einzelnen Art als voneinander unabhängige Prozesse betrachtet. Die Bestimmung der „n“ Stellvertreter erfolgt über eine Anzahl von Kriterien, die in Kapitel

3 ausführlich dargestellt sind. Die Fokussierung von Schutzmaßnahmen auf prioritäre Arten soll den kosteneffektiven Einsatz zur Verfügung stehender Mittel sichern, indem eine möglichst maximale Anzahl von Arten erhalten wird. Dies ist die erste Ebene des in der Arbeit entwickelten Konzepts zur kosteneffektiven Umsetzung von Artenschutz.

Im vierten Kapitel werden die Grundlagen gelegt, um den Erhalt der ausgewählten Arten über umweltpolitische Instrumente zu sichern. Dies ist die zweite Ebene des Gesamtkonzepts. Eine Maßnahme oder ein Instrument sind auf dieser Ebene kosteneffektiv, wenn der Erhalt der Art bzw. Zielpopulation zu minimalen Kosten gewährleistet werden kann.

Beide Ebenen sind jedoch nicht unabhängig voneinander; vielmehr beeinflusst eine möglichst kostenminimale Umsetzung von Schutzmaßnahmen auch die Auswahl der Stellvertreterarten. In Kapitel 3 wurde implizit davon ausgegangen, dass die Auswahl repräsentativer Arten ohne Einschränkungen durch ein limitiertes Budget erfolgt. Angestrebt wird eine möglichst vollständige Repräsentation des jeweiligen Bezugsraums. In der Realität spielen Budgetlimitierungen allerdings bereits bei der Frage eine Rolle, wie viele Arten berücksichtigt werden können. Da die erwarteten Mitnahmeeffekte meist nur abschätzbar sind, besteht Unsicherheit über die exakte Repräsentativität jeder ausgewählten Art und damit auch hinsichtlich der Repräsentativität des gesamten Artensembles. Bei der Auswahl der Stellvertreterarten kann deshalb entweder sehr knapp kalkuliert werden – entsprechend der vermuteten minimal notwendigen Artenzahl –, oder es können weitere Arten bestimmt werden. Ein kostenminimaler Erhalt von „n“ Stellvertretern ermöglicht, eingesparte Ressourcen für den Schutz weiterer Arten zu verwenden und trägt dazu bei, die Wahrscheinlichkeit einer umfassenden Repräsentativität für den Bezugsraum zu erhöhen.

5. Fallstudie: Der Fischotter in der Oberlausitz

Bislang wurden in dieser Arbeit die Grundlagen für ein ökologisch-ökonomisches Konzept entwickelt, mit dessen Hilfe Artenschutz kosteneffektiv umgesetzt werden soll. Abgesehen von einigen Beispielen basieren alle vorherigen Kapitel auf Literaturanalysen und theoretischen Überlegungen. Im fünften Kapitel soll das Konzept auf ein empirisches Beispiel angewendet und seine Eignung getestet werden. Der Schwerpunkt der Fallstudie liegt dabei auf der Auswahl, Analyse und Weiterentwicklung umweltpolitischer Instrumente. Sie spiegelt damit das in Abbildung 3 dargestellte Vorgehen bei der Auswahl von Instrumenten im Artenschutz wider. Ein artenbasiertes Konzept wird nicht explizit angewendet, Gegenstand ist stattdessen der Erhalt einer bereits ausgewählten Stellvertreterart.

Der Bezugsraum ist die Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft im Osten des Freistaates Sachsen. In dieser Kulturlandschaft wird die Nutzungsabhängigkeit zahlreicher mitteleuropäischer Arten besonders deutlich. Sie passten sich entweder an die traditionelle extensive Teichwirtschaft in der Region an oder wanderten aus anderen Gebieten ein. Über Jahrhunderte entwickelten sich sehr artenreiche Lebensgemeinschaften, deren Fortbestand unmittelbar vom Erhalt der Teiche und damit von einer Weiterführung der Bewirtschaftung abhängt. Ihr Schutz erfordert deshalb ein aktives Management.

Das betrifft auch den Fischotter, der in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft eine seiner vitalsten mitteleuropäischen Populationen hat und für das empirische Kapitel als Stellvertreterart gewählt wurde. Das die Art im Mittelpunkt des empirischen Kapitels steht, ist auf drei Punkte zurückzuführen:

Der Fischotter wurde im Rahmen des EU-Projektes FRAP (siehe Einleitung) als Beispielart für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente im Artenschutz detailliert untersucht. Im Rahmen dieses Projektes entstand die vorliegende Dissertation.

Die Wahl des Otters kann sehr gut begründet werden. Aufgrund seiner Repräsentativität für bestimmte Lebensräume, seiner funktionalen Rolle im Ökosystem sowie der potentiellen Eignung als Flaggschiff ist er eine geradezu klassische Stellvertreterart.

Der Fischotter repräsentiert beispielhaft die Abhängigkeit zahlreicher mitteleuropäischer Arten von nutzungsgeprägten Habitaten. In diesem Zusammenhang soll gezeigt werden, dass ein effektiver Schutz solcher Spezies nur durch eine Kombination verschiedener Instrumentenkategorien und Instrumententypen möglich ist.

Das Kapitel beginnt mit der Beschreibung des Bezugsraums und der ausgewählten Stellvertreterart. Daran schließt sich eine Analyse der Gefährdungssituation des Fischotters an, welche die Voraussetzung für die Auswahl von Instrumenten und Maßnahmen darstellt. Dabei werden die bereits eingesetzten Instrumente vorgestellt und ihre Eignung für den Erhalt des Otters anhand der Bewertungskriterien analysiert. Ausgehend von den im vierten Kapitel diskutierten Optionen für eine Weiterentwicklung des umweltpolitischen Instrumentariums werden Verbesserungsvorschläge gemacht sowie instrumentelle Alternativen in Betracht gezogen.

5.1 Bezugsraum „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“

Die Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft befindet sich im Osten des Freistaates Sachsen, im so genannten Dreiländereck von Deutschland, Tschechien und Polen. Dieses größte zusammenhängende Teichgebiet Deutschlands besteht aus mehr als 1000 Teichen.

Die Anlage von Teichen und ihre Nutzung zur Fischzucht hat in der Oberlausitz eine 750jährige Tradition (HARTSTOCK 2000:3). Der Name „Lausitz“ leitet sich von dem slawischen Word „Łuža“ ab, was soviel wie Sumpfland bedeutet. Slawische Siedler charakterisierten damit treffend diesen von zahlreichen Flüssen und Bächen durchzogenen, ursprünglich sumpfig-moorigen Raum. Die Teichwirtschaft bildete vor allem auf nährstoffarmen Böden einen wichtigen Zweig der landwirtschaftlichen Erzeugung. Neben der guten Wasserverfügbarkeit wurde die Anlage von Teichen vielerorts durch eine 10 bis 50 m dicke Tonschicht im Untergrund erleichtert, welche das Durchsickern des angestauten Wassers verhindert (HARTSTOCK 2000:5).

Bedingt durch politische Veränderungen und wirtschaftliche Entwicklungen, wie die Entwicklung des chemischen Düngers, die eine landwirtschaftliche Produktion auch auf

nährstoffarmen Böden ermöglichte, nahm die bewirtschaftete Teichfläche über die Jahrhunderte hinweg ab. Dies scheint allerdings auf dem Gebiet der heutigen Oberlausitz weniger relevant gewesen zu sein. So gibt HARTSTOCK (2000:48) nach historischen Statistiken für 1843 eine Gesamtteichfläche von 4.177 ha in den damaligen Amthauptmannschaften Bautzen, Kamenz, Löbau und Zittau an. Heute werden insgesamt etwa 5.000 ha Teichnutzfläche in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft größtenteils für die Karpfenproduktion bewirtschaftet (LFUG 1996:4). Darüber hinaus werden Forellen, Schleien, Hechte, Störe und andere Arten erzeugt (SLFL 2005a:4)¹⁴.

Aufgrund ihrer langen Geschichte sind die Teiche nicht nur landschaftsprägend, sie spielen zudem als Sekundärhabitats eine wichtige Rolle für eine Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten. So sind ein Drittel der Sächsischen Rote-Liste-Arten auf Sumpf- und Wasserbiotope angewiesen (LFUG 1996:4). Viele der Arten haben sich nicht nur an Teiche als Lebensraum, sondern darüber hinaus auch an die jahreszeitliche Dynamik der Teichbewirtschaftung angepasst. So hat etwa das Trockenliegen vieler Teiche im Winter zu einer einzigartigen Fauna und Flora geführt. Die Teichlandschaft stellt darüber hinaus ein bedeutendes Nahrungs-, Aufenthalts- und Überwinterungsgebiet für wassergebundene Vogelarten dar (LFUG 1996:4).

1994 wurde das Kerngebiet der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft als Biosphärenreservat ausgewiesen. Es umfasst eine Fläche von 30.117,3 ha und ist mit

¹⁴ An dieser Stelle sei vor dem voreiligen Schluss gewarnt, die Teichnutzfläche habe sich vergrößert. Eine Vielzahl administrativer Reformen und die Auswirkungen der Grenzziehung nach 1945 bedingen, dass sich die Angaben auf unterschiedlich definierte Einheiten beziehen.

einer Einwohnerzahl von etwa 12.800 relativ dünn besiedelt. Im Biosphärenreservat soll die Erhaltung der Naturvielfalt des Gebietes mit der Sicherung der wirtschaftlichen Existenz der Bewohner in Einklang gebracht werden. Die Fischerei spielt dabei eine zentrale Rolle. Von den insgesamt etwa 1.000 sächsischen Teichen befinden sich 343 Teiche im Biosphärenreservat. Sie werden alle extensiv bewirtschaftet.

5.2 Der Fischotter als Stellvertreterart

Im Folgenden werden einige ökologische Hintergrundinformationen zum Fischotter gegeben, seine Populationsentwicklung und der Schutzstatus dargestellt sowie die Zielpopulation für den Bezugsraum definiert.

5.2.1 Populationsentwicklung und ökologischer Hintergrund

Fischotter besiedeln alle vom Wasser beeinflussten Lebensräume, von Stand- und Fließgewässern bis hin zu Meeresküsten. Trotz ihrer Toleranz gegenüber verschiedenen Habitatformen (CHANIN 2003) gelten sie als eine Charakterart fischreicher Gewässer mit mannigfaltig strukturierten Uferzonen (STEFFENS 1996:4). Die überwiegend nachtaktiven Tiere besiedelten bis Ende des 19. Jahrhunderts alle geeigneten Gewässer und Feuchtgebiete Deutschlands (REUTHER 2002:13). Auch in Sachsen war die Art wahrscheinlich flächendeckend verbreitet.

Otter wurden von jeher wegen ihres dichten Fells und als begehrte Fastenspeise verfolgt. Zudem galten sie als arge Fischereischädlinge und damit als Nahrungskonkurrenten des Menschen (KUBASCH 1996:5). Die Ausrottung des Fischotters in Sachsen war ein zentrales Ziel des 1884 gegründeten „Sächsischen Fischerei-Vereins“, der für jedes erlegte Tier eine Prämie zahlte. Mit Erfolg: nach intensiver Bejagung brach die Population nur wenige Jahre später komplett zusammen (FIEDLER 1996:8/9). Neben der Jagd trug der Verlust von Habitaten zum Verschwinden des Otters in Sachsen bei: Die rasche Industrialisierung Sachsens hatte für den Fischotter äußerst negative Folgen: die Zerstörung ganzer Landschaften durch den Braunkohleabbau, der Bau großer Industrieanlagen und die „Kultivierung“ zahlreicher Fließgewässer und ihrer Auensysteme vernichteten die von den Tieren benötigte Strukturvielfalt (KUBASCH 1996:9). Die enorme Verschmutzung vieler Fließgewässer – etwa durch die

Oberlausitzer Textilindustrie – führte zu einer weit reichenden Abnahme des Nahrungspotentials (ANSORGE 1994).

Hier spielten die Teiche eine besondere Rolle. Während der Otter noch Mitte des 19. Jahrhunderts in der Oberlausitz wahrscheinlich vorrangig Fließgewässer besiedelte, wichen die Tiere mit dem Verlust ihrer natürlichen Habitats zunehmend auf die Teiche aus. Geeignete Lebensraumstrukturen in den naturnahen Teichgruppen, Grabensystemen und der weiteren Umgebung sowie das ganzjährig verfügbare Nahrungspotential ermöglichten einen sehr dichten Fischotterbestand (ANSORGE & STRIESE 1993). Zudem konnten hier einige Tiere der Verfolgung entgehen.

Erst 1945 fand die Bejagung durch das von der sowjetischen Besatzungsmacht erlassene Jagdverbot für Deutsche ein Ende. Darüber hinaus profitierte die Art davon, dass es nach dem Krieg an Arbeitskräften und technischer Ausstattung in der Teichwirtschaft mangelte. Zwangsläufig wurden die meisten Teiche sehr extensiv bewirtschaftet, so dass Pflegemaßnahmen wie Schilfmahd unterblieben. Relativ ungestört begann sich der Otterbestand zu stabilisieren. Von den 1970er bis 1990er Jahren nahmen die Otterreviere in der Oberlausitz stark zu, so dass die Art sich wieder ausbreiten konnte. Die Tiere folgten dabei dem Gewässernetz von Neiße, Spree und Schwarzer Elster, obwohl viele der Gewässer mit Abwässern belastet waren und daher kaum Fische beherbergten. Einen wesentlichen Einfluss auf die erfolgreiche Wiederausbreitung hatten deshalb die wenigen naturnah verbliebenen Gewässerläufe, in denen noch Fische vorkamen, sowie Kleinteiche mit Fischbesatz (KUBASCH 1996:10).

Neben Fischen ernähren sich Fischotter von Fröschen, Kröten, Krebsen, Würmern und diversen Kleintieren. Verschiedene Autoren weisen auf die Nahrungsverfügbarkeit als entscheidenden Faktor für die Dichte und Verteilung der Art hin (z.B. KRUK ET AL. 1993, PRENDA & GRANADO-LORENCIO 1995). In der Oberlausitz lässt sich eine jahreszeitlich bedingte Schwankung der Nahrungszusammensetzung nachweisen, wobei Fisch mit über 80-93% stets den Hauptanteil stellt. Dabei werden hauptsächlich Karpfen erbeutet, die das ganze Jahr über verfügbar sind (GEIDEZIS & JURISCH 1996:39 ff.). Bevorzugt werden Fische mit einer Größe von 10-20 cm (ERLINGE 1968 in REUTHER 1993).

5.2.2 Schutzstatus nach europäischem und deutschem Recht

Für den Otter gelten in Deutschland aufgrund internationaler Konventionen und europäischer Rechtsgrundlagen zahlreiche Schutzvorschriften. Er gehört zu den „besonders geschützten Arten“ und ist sowohl im Anhang A der EG-Artenschutzverordnung als auch im Anhang IV der FFH-Richtlinie aufgeführt. Darüber hinaus hat er den Status einer „streng geschützten Art“ inne. Gleichzeitig unterliegt der Fischotter dem Jagdrecht des Bundes und der Länder, wobei für die Art eine ganzjährige Schonfrist gilt. Seine Zugehörigkeit zum Jagdrecht bedingt unter anderem, dass die Aneignung toter Tiere als Wilderei geahndet wird. Die Fischereiverordnungen einiger Bundesländer enthalten zudem rechtliche Regelungen zum Schutz des Otters vor dem Ertrinken in Reusen. Im sächsischen Fischereirecht gibt es keine diesbezüglichen Bestimmungen.

Aus dem Schutzstatus des Otters ergeben sich folgende Vorschriften:

- die Art darf weder bejagt noch anderweitig verfolgt werden,
- es besteht die Verpflichtung zum Schutz und der Förderung von Otterpopulationen sowie
- eine Verpflichtung, zum Schutz, zur Wiederherstellung und zur Förderung der Lebensräume und Lebensgrundlagen des Otters beizutragen (REUTHER ET AL. 2002:18).

5.2.3 Zielpopulation

Nach KLENKE (1996:14) können Otter auf etwa einem Drittel des sächsischen Territoriums nachgewiesen werden. Trotz intensiver Forschung an den Tieren in der Bezugsregion ist eine genaue Angabe der Populationsgröße nicht möglich. Sicher ist, dass der räumliche Schwerpunkt der Verbreitung des Fischotters in Sachsen in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft liegt. ANSORGE ET AL. (1997) gehen von etwa 500 Tieren in der Oberlausitz aus, davon 25% Jungtiere, KLENKE (1996:17) von 100-500 Individuen. Untersuchungen zur Populationsdichte im Gebiet ergaben Dichten zwischen 3-6 Tieren pro 100 km² bis zu 30 Tieren pro 100 km² (GROHMAN & KLENKE 1996:31).

ALBERTI (2005:6-7) postuliert, dass trotz einer insgesamt positiven Populationsentwicklung der Höhepunkt zur Entwicklung einer wirklich lebensfähigen

Population in Sachsen bereits überschritten ist. Die Überprüfung dieser These ist in Ermangelung ausreichender Daten nicht möglich. Sollte sie jedoch zutreffend sein, hätte dies erhebliche Konsequenzen: Auf lange Sicht wäre das Aussterben der Art wahrscheinlich (ALBERTI 2005:7). Das Ziel des Fischotterschutzes muss deshalb darin bestehen, die aktuelle Population unbedingt zu erhalten und ihr Wachstum zu unterstützen, wie dies auch das Sächsische Artenschutzprogramm fordert: „Erstes Ziel ist, das jetzige Kernvorkommen im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (...) in der jetzigen Größe, Populationsdichte und in seinem Reproduktionspotential zu erhalten und wo möglich zu fördern.“ (ZÖPHEL ET AL. 1996:64). Die geschätzten 500 Individuen werden als Untergrenze der anzustrebenden Zielpopulation betrachtet, deren Erhalt zwingend erforderlich ist.

5.3 Analyse der Gefährdungssituation

Eine Analyse der Gefährdungssituation ist die Voraussetzung für die Auswahl notwendiger Artenschutzmaßnahmen und den Instrumenten zu ihrer Umsetzung. Dazu werden zunächst die in Kapitel 2 vorgestellten Gefährdungsfaktoren (Habitatverlust, Jagd/ Ernte, Schadstoffe, Klimawandel und invasive Arten) im Hinblick auf ihre Relevanz für den Fischotter überprüft. Daran schließt sich die Untersuchung der art- und situationspezifischen Charakteristika an mit dem Ziel, Ansprüche an Instrumente formulieren und so einen Überblick über geeignete Instrumententypen zu gewinnen.

5.3.1 Gefährdungsfaktoren

Von den genannten Gefährdungsfaktoren sind für den Fischotter in erster Linie Habitatverlust und (illegale) Bejagung relevant. Alle weiteren Faktoren sind nach derzeitigem Kenntnisstand im Bezugsraum von untergeordneter Bedeutung und werden deshalb nur kurz angerissen.

In Bezug auf Schadstoffe stellen KRUUK & CONROY (1991) fest, dass Quecksilber das Verhalten von Fischottern beeinflussen kann und zudem negative Auswirkungen auf ihre Reproduktionsfähigkeit hat. Nach TSCHIRCH (1996:62-63) wirkt sich eine Eutrophierung von Gewässern durch Nitrate und Phosphate ebenfalls auf Otter aus, allerdings indirekt durch die Auswirkungen auf potentielle Beutetiere. Während eine geringe Eutrophierung zunächst eine Zunahme des Fischbestandes auslösen kann, verursachen höhere

Schadstoffeinträge eine Wassertrübung. Die schlechten Sichtverhältnisse bedingen eine Verringerung der Erfolgsquote bei der Jagd und kosten den Otter zusätzliche Energie. In der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft wirkten sich bis zum Beginn der 1990er Jahre die Abwässer der Oberlausitzer Textil- sowie der tschechischen Papierindustrie indirekt auf den Fischotterbestand aus. Ihre Einleitung führte in zahlreichen Fließgewässern zu einer Abnahme bzw. einem Verschwinden der Wildfischbestände und verhinderte ihre Besiedlung durch den Otter. Dieser Gefährdungsfaktor spielt nach dem Zusammenbruch der Industrie der Textilindustrie in der Region sowie der Einrichtung von Kläranlagen keine Rolle mehr.

Zu möglichen Auswirkungen des Klimawandels kann nur spekuliert werden. Wassermangel ist jedoch ein generelles Problem in der Oberlausitz. So können beispielsweise die ausschließlich regenwassergespeisten Himmelsteiche in trockenen Jahren nicht befüllt werden (LANGNER, persönliche Mitteilung). In den Jahresberichten zur sächsischen Binnenfischerei wird das Problem regelmäßig erwähnt. Der Bericht von 2006 spricht von teilweise extremen Wassermangelsituationen, die zu Zuwachseinbußen wegen eingeschränkter Fütterung, zu Notabfischungen und sogar zu Stückverlusten in der Karpfenproduktion führten (SLFL 2007:9). Langfristig kann somit ein zunehmender Wassermangel als Folge des Klimawandels zu Ertragseinbußen und einer Aufgabe der Bewirtschaftung von Teichen führen (siehe auch MESSNER & KALTOFEN 2004), was wiederum einen Habitatverlust für den Fischotter bedeutet.

Negative Einflüsse invasiver Arten auf den Fischotter sind nicht bekannt. BONESI & MACDONALD (2004) beschreiben sogar, dass Fischotter eine invasive Art – den Mink (*Mustela vison*) – verdrängen können und schlagen vor, diese Möglichkeit beim Minkmanagement zu nutzen.

Die zwei verbliebenen zentralen Gefährdungsfaktoren werden im Folgenden diskutiert.

Habitatverlust

Der Begriff des Habitatverlusts wird für eine Vielzahl von Ausprägungen verwendet, die durch reine Flächenverluste oder Qualitätsminderungen den Lebensraum einer Art verringern. Für den Fischotter kann zwischen relevanten Ausprägungen differenziert werden, deren Ausprägung sehr unterschiedlich ist. Es handelt sich im Einzelnen um:

- eine Reduzierung der Habitatqualität durch mangelnde Strukturvielfalt,

- der Verlust von Nahrungshabitaten und
- die Fragmentierung durch Straßen.

Die **mangelnde Strukturvielfalt** ist insbesondere an Fließgewässern ein Problem. Hierzu gehören die Verrohrung, Überbauung, Begradigung und Befestigung des Flusslaufes, aber auch fehlende Strukturelemente im Gewässerbett (Inseln) oder ein Mangel an Ufervegetation. Auch bei Standgewässern reduzieren fehlende Strukturelemente (Halbinseln, Dämme, schilfbestandene Inseln), befestigte, steile Ufer sowie fehlende Vegetation in und am Gewässer die Qualität von Habitaten. Gibt es dagegen breite Schilfgürtel, in denen die Tiere Deckung und Tagesverstecke finden, sowie Althölzer im Uferbereich, in denen eine Anlage von Bauen möglich ist, wird der Wert eines Gewässers als Otterhabitat deutlich erhöht.

Nach PEPPER & PEPPER (1996:20 ff.) sind lediglich 6% aller sächsischen Fließgewässer als Reproduktionshabitate für den Fischotter geeignet. Sie werden auch als Mutterreviere bezeichnet. An allen anderen Fließgewässern wäre zunächst eine Aufwertung und Renaturierung erforderlich, um ihre Eignung als Mutterhabitat zu gewährleisten. Da sich diese Flächen größtenteils außerhalb der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft befinden, wird an dieser Stelle darauf nicht weiter eingegangen. Von den sächsischen Standgewässern stellen dagegen 46% geeignete Reproduktionshabitate dar, wobei der räumliche Schwerpunkt in der Teichlausitz liegt. Somit kommt dem Erhalt der Strukturvielfalt an den Teichen eine zentrale Bedeutung beim Schutz des Fischotters zu.

Das zweite zentrale Element der Habitatqualität ist die zur Verfügung stehende **Nahrung**. Ob es sich dabei um Wildfischbestände oder Zuchtfische handelt, spielt für den Otter keine Rolle. Die Teichwirtschaft ermöglicht jedoch durch das ganzjährig vorhandene Nahrungspotential einen sehr dichten Fischotterbestand. Nach ANSORGE & STRIESE (1993:9) gehört die östliche Oberlausitz zu den am dichtesten besiedelten Gebieten Mitteleuropas. KRUIK ET AL. (1991) konnten einen engen Zusammenhang zwischen dem Nahrungsangebot und der Geburtenrate nachweisen, was die hohe Individuendichte erklärt. Um die Oberlausitzer Otterpopulation in ihrer aktuellen Größe und Dichte zu erhalten sowie möglichst zu fördern, spielt die Aufrechterhaltung der Nahrungshabitate demzufolge eine wesentliche Rolle. Die Sicherung des Nahrungsangebots ist darüber hinaus in Gebieten mit mangelnden Wildfischbeständen von großer Bedeutung.

Die in Sachsen und der Oberlausitz wichtigste Ausprägung des Habitatverlustes ist die **Fragmentierung** der Landschaft durch Straßen. Verkehrsverluste stellen derzeit die häufigste Todesursache beim Fischotter dar. Wurden zwischen dem Ende der 1970er Jahre und 1988 jährlich etwa 5-7 Tiere überfahren, so stieg diese Zahl nach 1989 kontinuierlich an. Allein 1993 wurden 33 Straßenverkehrstopfer registriert. Die Zunahme der Verkehrsverluste ist auf das sprunghaft gestiegene Verkehrsaufkommen, höhere Fahrgeschwindigkeiten sowie die zunehmende Zerschneidung durch neue Verkehrsstrassen zurückzuführen. Vor allem zwischen September und Dezember werden viele Tiere überfahren, was wahrscheinlich auf die fischereiwirtschaftlich bedingte Änderung der Nahrungs- und Habitatverhältnisse zurückzuführen ist (ZINKE 1996:58). Werden Teiche nach dem Abfischen nicht neu bespannt und mit Fischen besetzt, müssen die Tiere auf andere Nahrungshabitate ausweichen. Während dieser Phase größerer Mobilität steigt die Gefährdung durch den Straßenverkehr, was sich in einer erhöhten Sterberate niederschlägt.

Verkehrsverluste treten gehäuft an speziellen Punkten auf. Nach einer Untersuchung von 153 Fischotterverlusten (ZINKE & STRIESE 1996:59 ff.) sind Fischotter vor allem dann durch den Straßenverkehr gefährdet, wenn:

- in unmittelbarer Entfernung zur Straße Gewässer parallel verlaufen,
- ebene bis flache Straßenböschungen an die Gewässer heranreichen,
- Teiche oder Teichgebiete von stark befahrenen Straßen durchquert werden,
- zwischen Straße und Gewässer weniger als 50m Abstand sind,
- Straßen, die parallel zu Gewässern verlaufen oder diese kreuzen, mit einer hohen Geschwindigkeit befahren werden dürfen,
- sich die Uferstruktur unter der Brücke nicht fortsetzt bzw. nur temporär vorhanden ist,
- Brückendurchlässe eher klein, mehr als 10m lang sowie als Kasten oder Rohr ausgebildet sind.

Trifft einer der genannten Punkte zu, liegt bereits eine hohe Gefährdung vor. Beim Vorliegen mehrerer bzw. miteinander kombinierter Punkte ist der jeweilige

Straßenabschnitt als akut gefährlicher, potentieller Mehrfachverlustpunkt zu bezeichnen (ZINKE & STRIESE 1996:62).

Gefährdung durch Jagd

Nach einer Analyse von ZINKE (1998:103-104) stellen Verluste durch die Jagd den zweitwichtigsten Gefährdungsfaktor für den Fischotter in der Oberlausitz dar: Zwischen 1985-1995 fielen von insgesamt 136 tot aufgefundenen Tieren 4,4% einer illegalen Bejagung zum Opfer. Dabei muss von einer sehr hohen Dunkelziffer ausgegangen werden, da die meisten dieser Jagdopfer nicht gefunden werden.

ZINKE (1996:57) weist explizit darauf hin, dass die Privatisierung der Teichwirtschaften nach 1989 zu spontanen Konflikten führte. In dieser Zeit stieg die Notwendigkeit einer wirtschaftlichen Tragfähigkeit der Fischereibetriebe erheblich an, was die Toleranz gegenüber Ertragsausfällen durch Otterschäden stark herabsetzte. Vor allem in sehr kleinen Teichwirtschaften oder beim Verlust wertvoller Bestände kann die wirtschaftliche Existenz des Teichwirtes durch den Otter bedroht werden. Illegale Tötungen sind eine mögliche Reaktion darauf, mit der einzelne Teichwirte versuchen, den Ressourcenkonflikt zu ihren Gunsten zu „lösen“.

5.3.2 Art- und situationsspezifische Charakteristika

Die in Kapitel 4 eingeführten art- und situationsspezifischen Charakteristika dienen einer Strukturierung der jeweiligen Gefährdungssituationen von Zielarten. Auf dieser Grundlage ist die Formulierung konkreter Ansprüche an Maßnahmen und Instrumente möglich. Als Folge dessen werden bestimmte Instrumententypen favorisiert, die dann einzelfallspezifisch auszugestalten sind. Damit existiert eine fundierte und verständliche Grundlage zur Systematisierung des Instrumenteneinsatzes im Artenschutz. Anhand des Fischotters soll getestet werden, ob diese Vorgehensweise praktikabel ist und die theoretisch entwickelten Charakteristika tatsächlich angewandt werden können.

Dynamik der Zielerreichung

Die Reproduktionsrate r ist die Differenz zwischen Geburten- und Sterberate. Für verschiedene Karnivorenarten konnte eine Steuerung der Bestandsdichte über soziale Regelmechanismen nachgewiesen werden. Dies trifft auch auf den Otter zu, dessen

Reproduktionsrate in Abhängigkeit von verschiedenen äußeren Faktoren schwankt. Einen großen Einfluss haben die Nahrungsverfügbarkeit oder der Jagddruck, dem die Tiere ausgesetzt sind (ANSORGE ET AL. 1996:29). Ein gutes Nahrungsangebot kann zu einem Anstieg der Geburtenrate führen. In der Oberlausitz pflanzen sich 60% der über zwei Jahre alten Weibchen fort, wobei höchstens ein Wurf pro Jahr erfolgt. Die mittlere Wurfgröße beträgt zwischen 2,7-2,75 Jungen. Beobachtungen zufolge führt ein Weibchen im Durchschnitt allerdings nur 2,1 Junge. Es muss demnach davon ausgegangen werden, dass in den ersten Monaten fast ein Viertel der Jungen stirbt. Insgesamt beträgt die Reproduktionsrate der Oberlausitzer Population etwas mehr als 100% (ANSORGE ET AL. 1996:30).

Mobilität

Fischotter besiedeln ihren Lebensraum ganzjährig. KRUK (1995) geht davon aus, dass mehrere Fischotterweibchen gemeinsam ein größeres Territorium nutzen, welches gegen andere Gruppen verteidigt wird. Einzelne Tiere bevorzugen innerhalb dieses Reviers bestimmte Flächen (so genannte *core areas*), die wechseln können. Männchen nutzen größere Reviere und sind auch in weniger geeigneten Habitaten zu finden. Die Tiere sind sehr mobil, auch wenn sie keine gerichteten Wanderungen durchführen. In der Oberlausitz bedingen die durch die Teichwirtschaft ausgelösten räumlichen und zeitlichen Schwankungen des Nahrungsangebotes Wanderungen zwischen verschiedenen Teichgruppen. Im Winter ist ein Großteil der Teiche abgelassen oder nicht besetzt, so dass die Tiere verstärkt an Fließgewässern jagen und zu den wenigen Winterteichen laufen. Insbesondere die Gräben zwischen den Teichgruppen werden als Wanderwege genutzt. Im Randbereich des Bezugsraumes kann davon ausgegangen werden, dass sich der Aktivitätsbereich der Tiere über diesen hinaus erstreckt. Aufgrund der hohen Populationsdichte ist zudem von einem Abwandern der Jungtiere auf der Suche nach unbesetzten Habitaten auszugehen (ANSORGE ET AL. 1997). Expansionstendenzen bestehen in nordwestliche, westliche und südliche Richtung (STEFFENS 1996:5).

Gefährdungsgrad

Der Otter wird in Sachsen unter dem Rote-Liste Status 1 geführt. Die Art gilt somit trotz einer positiven Ausbreitungstendenz als vom Aussterben bedroht. Eine Beibehaltung des Status 1 erscheint insbesondere vor dem Hintergrund der unsicheren Angaben zur

Populationsgröße als angemessen. Sollte ALBERTI (2005:6) recht haben, dass der Höhepunkt zur Entwicklung einer tatsächlich lebensfähigen Situation bereits zwischen 1993 und 1997 überschritten wurde, so muss vor allem angesichts der hohen Verkehrsverluste von einer anhaltenden starken Gefährdung der Art in Sachsen ausgegangen werden. Schutzmaßnahmen für den Fischotter haben deshalb hohe Priorität.

Verteilung im Raum

Fischotter sind in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft praktisch an jedem Teich vertreten bzw. suchen diese regelmäßig auf. In Bezug auf die Standgewässer des Bezugsraumes kann die Art somit als homogen verbreitet gelten.

5.3.3 Ansprüche an Instrumente

Die Analyse der Gefährdungssituation des Fischotters hat gezeigt, dass die Art in Sachsen und der Oberlausitz vor allem durch Verkehrsunfälle gefährdet ist. Diese Form der Gefährdung wurde als eine Ausprägung von Habitatverlust definiert und der Fragmentierung zugeordnet. Daneben spielt illegale Bejagung eine geringere, aber durchaus konstante Rolle als Gefährdungsfaktor. In Verbindung mit den beschriebenen art- und situationsspezifischen Charakteristika lassen sich klare Ansprüche an notwendige Schutzmaßnahmen und sowie an die Instrumente zu ihrer Umsetzung formulieren.

Die relativ hohe Reproduktionsrate von mehr als 100 % im Jahr lässt theoretisch innerhalb weniger Jahre ein Populationswachstum als Folge erfolgreicher Artenschutzmaßnahmen zu. Um dies tatsächlich nachweisen zu können, wäre allerdings eine genaue Kenntnis der Populationsgröße erforderlich, was nicht der Fall ist. Die Schätzungen für Sachsen bzw. die Oberlausitz weisen je nach Autor starke Spannweiten auf – 500 Individuen nach ANSORGE ET AL. (1997), 100-500 nach KLENKE (1996:17) – und sind für eine Beurteilung der ökologischen Effektivität eingesetzter Instrumente nur sehr bedingt verwendbar.

Angesichts der weiterhin bestehenden starken Gefährdung der Otterpopulation ist eine hohe Effektivität eingesetzter Instrumente erforderlich, insbesondere im Hinblick auf ihre Wirkungsgeschwindigkeit. Dies gilt in vorrangig für eine Reduzierung der Fragmentierung durch Straßen, um die Mortalität durch Verkehrsverluste zu reduzieren.

Hier kann die potentielle Effektivität von Abhilfemaßnahmen durch ein Monitoring der Verkehrsverluste nachgewiesen werden, welches für die Quantifizierung dieses wichtigsten Gefährdungsfaktors ohnehin zwingend erforderlich ist (ALBERTI 2005:7)

Der Erhalt der Strukturvielfalt an den Gewässern als zentrale Grundlage für den Fischotterschutz kann durch die Fortführung der Teichwirtschaft gesichert werden. Die Art profitiert dabei besonders von störungsarmen Ufern mit dichtem Bewuchs (z.B. Schilf), wie sie vor allem in der extensiven Teichwirtschaft existieren. Bei der Aufrechterhaltung des Nahrungshabitats spielt die extensive Bewirtschaftung eine untergeordnete Rolle – je höher der Fischbesatz, umso mehr Nahrung steht zur Verfügung. Der zeitliche Spielraum der eingesetzten Instrumente ist in beiden Fällen größer als bei der dringend erforderlichen Verringerung der Verkehrsverluste.

Sowohl der Verlust der Strukturvielfalt als auch der Verlust des Nahrungshabitats sind aufgrund der recht homogenen Verbreitung der Tiere an den Standgewässern des Bezugsraumes überall gleichermaßen relevant. Für den Erhalt beider Habitateigenschaften sind deshalb keine flächenscharfen Instrumente erforderlich. Etwas anders stellt sich das beim Problem der Habitatfragmentierung dar. So ist es zwar notwendig, insgesamt eine Vermeidung und Verminderung der durch Straßen bedingten Zerschneidungseffekte anzustreben (ZINKE 1998:103). Angesichts der oben aufgeführten Schwerpunkte der Ottergefährdung durch den Straßenverkehr müssen jedoch an bestimmten Stellen – vor allem an den beschriebenen aktuellen bzw. potentiellen Mehrfachverlustpunkten – gezielt Maßnahmen ergriffen werden. Hier ist ein flächenscharfer bzw. punktgenauer Maßnahmeneinsatz erforderlich. Aufgrund des großen Aktionsradius der Tiere ist darüber hinaus zu berücksichtigen, dass Gefahrenschwerpunkte auch außerhalb des Bezugsraumes eine Rolle spielen. KLENKE (1996:68) zitiert ROGOSCHIK ET AL. (1994) mit der Aussage, dass Präventivmaßnahmen gegen Fischotterverluste bis 50 km über das eigentliche Verbreitungsgebiet hinaus eingesetzt werden müssen.

Da bei der illegalen Bejagung keine räumlichen Schwerpunkte erwähnt werden (siehe ZINKE & STRIESE 1996, ZINKE 1998), sind hier keine flächenscharfen Instrumente erforderlich. Anzustreben ist vielmehr eine Reduzierung des Ressourcenkonfliktes im gesamten Bezugsraum, um die Ursache der Bejagung zu beseitigen.

Tabelle 6 fasst noch einmal die Gefährdungsfaktoren, die art- und situationsspezifischen Charakteristika sowie die daraus folgenden Ansprüche an Maßnahmen und Instrumente zusammen.

Tabelle 6: Analyse der Gefährdungssituation und der Ansprüche an Maßnahmen und Instrumente für den Erhalt des Fischotters in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft.

Gefährdungsfaktor	Fragmentierung durch Straßen	Verlust der Strukturvielfalt	Verlust des Nahrungshabitats	Illegale Bejagung
Art- und situationsspezifische Charakteristika	Reproduktionsrate r größer als 100%			
	hohe Mobilität, aber keine Migration			
	stark gefährdet			
	homogen verbreitet			
Ansprüche an Instrumente	sehr hohe Effektivität	hohe Effektivität		
	nicht flächenscharf, Schwerpunkte punktgenau	nicht flächenscharf		
	raumübergreifend	nicht raumübergreifend		

5.4 Maßnahmen und Instrumente für den Erhalt des Otters in der Oberlausitz

Basierend auf der Analyse der Gefährdungssituation werden Maßnahmen und Instrumente für den Erhalt des Fischotters im Bezugsraum ausgewählt, bewertet und weiterentwickelt. Diese sind entsprechend der Gefährdungsfaktoren nach Instrumenten für den Erhalt und die Schaffung von Habitaten, Instrumenten gegen illegale Bejagung sowie weiteren Instrumenten geordnet.

5.4.1 Instrumente für den Erhalt und die Schaffung von Habitaten

Grundlage für den Erhalt des Fischotters in der Oberlausitz ist die Sicherung seiner Habitate. Die dafür erforderlichen Maßnahmen und Instrumente werden entsprechend den Ausprägungen von Habitatverlust unterteilt.

Erhalt der Strukturvielfalt

Der Erhalt der Teiche mit ihrer Strukturvielfalt ist die Grundlage für den Fortbestand des Fischotters in der Oberlausitz. Dafür ist eine Fortführung der Teichbewirtschaftung erforderlich, denn die durchschnittlich nur etwa 80 cm tiefen Gewässer würden ohne regelmäßiges Ablassen und periodische Schilfschnitte verlanden.

Nach der Wiedervereinigung Deutschlands sank die Produktion von Speisefischen in Sachsen aufgrund der sinkenden Nachfrage und anschließender Produktionsumstellungen rapide. Waren es 1989 noch 8.712 t, so wurden 1992 nur noch 3.850 t und 2004 noch 3.124 t Fisch produziert (SLFL 2005a). In Verbindung mit steigenden Produktionskosten, insbesondere für den Zukauf von Satzfishen, gefährdet der Rückgang der Erlöse zunehmend die Wirtschaftlichkeit sächsischer Teichwirtschaften (SLFL 2005:64). Aus betriebswirtschaftlicher Sicht wäre deshalb ein Ausbau der jährlichen Karpfenproduktion von derzeit etwa 600 kg/ha (SLFL 2005a:14) auf über 1.000 kg/ha anzustreben (SLFL 2005:64). Dem gegenüber steht das Ziel, die Teiche naturschutzgerecht und damit mit einer geringeren Produktionsintensität zu bewirtschaften (LFUG 1996, LFUG 2002).

Um das Problem der mangelnden Wirtschaftlichkeit auch ohne eine Erhöhung der Produktionsintensität zu lösen, wird die Teichwirtschaft in Sachsen bereits seit 1992 über den Vertragsnaturschutz gefördert. Seit 1994 war der Vertragsnaturschutz auch im Sächsischen Naturschutzgesetz verankert, wobei in erster Linie Teiche innerhalb des Biosphärenreservats „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ gefördert wurden. Parallel dazu wurde ab 1993 das erste Sächsische Agrarumweltprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ umgesetzt. Das darin enthaltene Programm Nr. 73/94 B war explizit für die Förderung der Teichwirtschaft ausgestaltet. Seit 2000 wird sowohl die Teichpflege im Allgemeinen als auch speziell die naturschutzgerechte Teichwirtschaft im Rahmen des zweiten sächsischen Agrarumweltprogramms „Förderung einer umweltgerechten Landwirtschaft im Freistaat Sachsen¹⁵“ unter dem Programmteil E „Naturschutz und Erhalt der Kulturlandschaft“ (NAK) handlungsorientiert gefördert. Der Vertragsnaturschutz wurde 2000/2001 vollständig in das NAK-Programm integriert.

Die Maßnahme „Teichpflege“ kann dabei für alle Teiche in Sachsen beantragt werden und zielt auf eine Aufrechterhaltung der Bewirtschaftung ab. Sie wird mit 150 € pro ha Teichfläche und Jahr gefördert. Für die Förderung einer „naturschutzgerechten Teichwirtschaft“ ist eine Einstufung der Teiche als naturschutzfachlich besonders wertvoll nötig. Angestrebt werden eine extensive Produktion und der Erhalt der

¹⁵ Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung einer umweltgerechten Landwirtschaft im Freistaat Sachsen Nr. 73/2000.

Strukturvielfalt der Teiche. Der Sockelbetrag für naturschutzgerechte Teichwirtschaft beträgt 200 € pro ha und kann durch Zusatzmaßnahmen, z.B. einen Verzicht auf Zufütterung, aufgestockt werden. Ein Viertel aller NAK-Zahlungen in Sachsen wird für die Förderung der Teichwirtschaft verwendet. 2006 wurden 240 Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe gefördert, wodurch praktische die gesamte sächsische Teichnutzfläche naturschutzgerecht bewirtschaftet wird (SLFL 2007:42).

Für eine Beurteilung der **Effektivität** des NAK-Programmes muss zwischen dem eigentlichen Ziel des Instruments – dem Erhalt der strukturreichen Teichlandschaft – und dem im Zusammenhang mit dem Schutz des Fischotters relevanten Ziel – dem Erhalt strukturreicher Habitate – unterschieden werden. Für den ersten Fall kann von einer hohen Wirksamkeit ausgegangen werden, da mit einer Förderung von etwa 100% der sächsischen Teichnutzfläche das Programm flächendeckend wirksam wird. Ohne einen Vergleich geförderter und nicht geförderter Teiche ist es zwar nicht möglich, die vorhandenen Ausprägungen der Strukturvielfalt in einen kausalen Zusammenhang mit dem NAK-Programm zu bringen. Aufgrund der hohen Einkommenswirksamkeit der Zahlungen kann jedoch davon ausgegangen werden, dass das NAK-Programm eine grundlegende Voraussetzung für die Fortführung der Bewirtschaftung in einer weitgehend extensiven Form ist: im Durchschnitt stammt mehr als ein Viertel der Einnahmen von Teichwirtschaften aus öffentlichen Direktzahlungen (SLFL 2005:32), wobei der mittlere Zuwendungsbetrag aus dem NAK-Programm 329 € pro ha Teichnutzfläche beträgt (SLFL 2007:42).

Die hohe Effektivität ist nicht selbstverständlich für ein Instrument, welches auf freiwilliger Teilnahme basiert. Einen wesentlichen Anteil daran hatten die politischen Veränderungen 1989/1990, in deren Folge die Nachfrage nach Fisch aus den Teichwirtschaften stark abnahm. Viele Teichwirte dürften sich deshalb aus wirtschaftlichen Gründen für eine Teilnahme am NAK-Programm entschieden haben. Die äußerst erfolgreiche Einführung von Vertragsnaturschutz- bzw. Agrarumweltprogrammen in Sachsen ist somit einer besonderen Situation zu verdanken, in der sich eine einmalige Gelegenheit für den Naturschutz bot.

Eine Bewertung des Instruments im Hinblick auf dessen Einfluss auf die Fischotterpopulation ist deutlich schwieriger. Vergleicht man jedoch die Habitatansprüche des Fischotters mit den über NAK geförderten Strukturmaßnahmen, so

zeigt sich, dass viele davon direkt die Qualität von Otterhabitaten erhalten oder verbessern (siehe Tabelle 7). So fördert das NAK-Programm den Erhalt von Althölzern am Ufer sowie die Neubepflanzung des Ufers, beides Maßnahmen, von denen der Fischotter profitiert. Vor allem unter Althölzern werden gern Baue angelegt.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass ohne die umfangreiche Förderung der Teichwirtschaft das wirtschaftliche Überleben vieler extensiv produzierender Betriebe gefährdet wäre. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese entweder intensivieren müssten oder die Bewirtschaftung der Teiche unterbleiben würde. Beides hätte auf längere Sicht negative Auswirkungen auf den Fischotter, geht man davon aus, dass eine intensive Produktion auch mit einem Verlust der Strukturvielfalt verbunden wäre.

Schwieriger gestaltet sich eine Abschätzung der **Kosteneffektivität** des NAK-Programms. Da ein Instrument im Artenschutz dann als kosteneffektiv bewertet wird, wenn es eine Zielpopulation zu minimalen Kosten erhält, sind für die Bestimmung seiner Kosteneffektivität Informationen zur Entwicklung der Zielpopulation erforderlich. Für den Fischotter sind diese Daten nicht verfügbar, stattdessen stellt sich die Frage, ob über das NAK-Programm ein kostenminimaler Erhalt von Habitaten gewährleistet ist. Hierzu liegen nur wenige Informationen vor, dennoch soll kurz auf die in 4.2.2 vorgestellten Kostenkategorien eingegangen werden.

Tabelle 7: Habitatansprüche des Fischotters und geförderte Maßnahmen. Quellen: LFUG 1996, Hartmann et al. 2003 (eigene Zusammenstellung).

Habitatansprüche	Über NAK geförderte Maßnahmen
Ufer-/ Böschungsbefestigung	
- natürliche Befestigung	als Standardmaßnahme gefördert
Vegetation im Gewässer	
- breiter Schilfgürtel	Förderung individuell vertraglich geregelt
- breite Krautschicht	
Vegetation am Ufer	
- Althölzer	als Standardmaßnahme gefördert
- gepflanzte Ufergehölze	

Die Produktionskosten beinhalten alle Kosten, die der Erreichung des Zieles „Habitaterhalt“ dienen. Dazu gehören einerseits die Ertragsausfälle, die auftreten, wenn im Zusammenhang mit der Teilnahme an einem Programm die Produktion extensiviert und dadurch ein geringeres Einkommen erzielt wird. Dies dürfte in den meisten Fällen nicht zutreffen, da die Nachfrage nach Fisch aus Teichwirtschaften bereits gedeckt ist und eine Intensivierung nur für wenige Betriebe realistisch ist. Die Produktionskosten des NAK-Programms umfassen somit vor allem die Kosten für zusätzliche Aufwendungen, die im Rahmen einer naturschutzgerechten Teichbewirtschaftung getätigt werden müssen. Hierzu zählen beispielsweise Kosten für die Bespannung und den Besatz von Winterteichen, die innerhalb des normalen Produktionszyklus trocken geblieben wären, oder für das Umsetzen von Wildfischen nach dem Ablassen der Teiche. 2003 wurden die sächsischen Teichwirtschaften mit insgesamt 2,6 Millionen € gefördert, 1,6 Millionen € flossen allein in die Oberlausitz, 2006 waren es bereits 2,9 Millionen € (SLFL 2007:42). Diese Summen stellen die Produktionskosten des NAK-Programms in Sachsen dar. Zu den Kategorien der Implementations- und Entscheidungsfindungskosten sind keine Angaben verfügbar. Ein stichprobenhaftes Monitoring von Betrieben, die über Agrarumweltprogramme gefördert werden, ist von der Europäischen Kommission vorgeschrieben. In Interviews wurde jedoch auf mangelndes Monitoring zur Kontrolle der Durchführung geförderter Maßnahmen hingewiesen und angeführt, im Verhältnis zu den gezahlten Summen würden von den Teichwirten zuwenig ökologische Leistungen erbracht (ZWIRNER & WITTMER 2004:148).

Die **dynamische Anreizwirkung** eines Instrumentes im Artenschutz wurde als dessen Fähigkeit definiert, Anreize für neue Technologien und Verhaltensweisen zu schaffen, welche die negativen Auswirkungen von Handlungen auf dem Artenschutz verringern bzw. positive Auswirkungen fördern. Agrarumweltprogramme weisen allgemein eine hohe dynamische Anreizwirkung auf, weil sie Anreize zur Umstellung der Bewirtschaftung sowie zu einer Extensivierung bieten. Das NAK-Programm war einer der Hauptgründe für die Abnahme der Produktionsintensität der sächsischen Teichwirtschaft. Da fast die gesamte Teichnutzfläche in Sachsen über das NAK-Programm gefördert wird, kann diesem eine hohe dynamische Effizienz im Hinblick auf

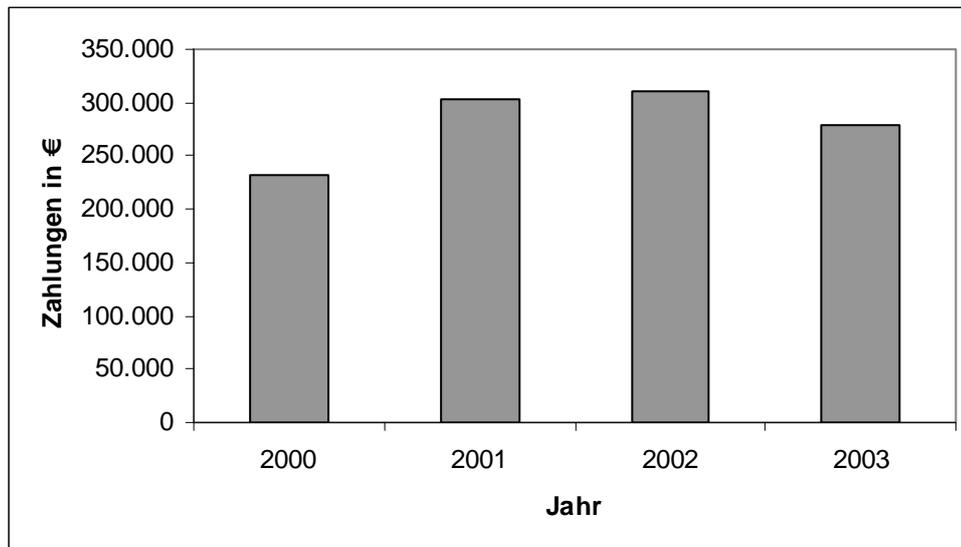
die Förderung extensiver, nachhaltiger Teichwirtschaft bescheinigt werden (SCHWERDTNER & RING 2005:24)

Geht man davon aus, dass die **soziale Akzeptanz** eines Instruments, welches auf freiwilliger Teilnahme beruht, anhand der Teilnehmerzahlen quantifiziert werden kann, dann verfügt das NAK-Programm über eine sehr hohe Akzeptanz. Es hat einen hohen Bekanntheitsgrad, und die Zahlungen werden als notwendig zur Aufrechterhaltung der Bewirtschaftung angesehen. Von Behördenseite wird teilweise argumentiert, die Zahlungen seien zu hoch und die mangelnde Überwachung führe zum Übertreten der vertraglich vereinbarten Regelungen (ZWIRNER & WITTMER 2004:148).

Erhalt des Nahrungshabitates

Im Rahmen der naturschutzgerechten Teichwirtschaft des NAK-Programms zielt eine weitere, wählbare Zusatzmaßnahme auf den „Erhalt des Nahrungshabitats für geschützte Arten“ ab. Mit 103 € pro ha werden Teichwirte für einen Mehrbesatz an Fischen gefördert, der als Ausgleich für entstandene Fraßverluste gilt und darüber hinaus Ablenkeffekte von anderen Teichen erzielen soll (LFUG 1996:4). Diese Maßnahme wird auch als „Otterbonus“ bezeichnet, da sie fast ausschließlich für den Fischotter angewendet wird. Der Otterbonus stellt eine Mischform beider Kompensationszahlungen dar: prinzipiell der Honorierung ökologischer Leistungen zugeordnet, ist er darüber hinaus auch eine Schadenskompensation. Es handelt sich um die Honorierung einer ökologischen Leistung, weil die Zahlung den Teichwirt für seinen Mehraufwand beim Zukauf, Einsetzen und der Fütterung der zusätzlichen Fische kompensiert. Die Leistung besteht somit in der Schaffung eines Nahrungshabitats für den Otter. Da die eingesetzten Fische explizit als „Otterfutter“ verstanden werden, erfolgt über die Zahlung bereits eine Kompensation zu erwartender Schäden. Ausgestaltet ist der „Otterbonus“ als handlungsorientierte Honorierung, die Maßnahme ist jedoch an die Anwesenheit eines oder mehrerer Otter am Teich gebunden und weist somit ein Merkmal der ergebnisorientierten Honorierung auf. 2003 wurden in der Oberlausitz 2.687 ha mit 276.733 € als Nahrungshabitat gefördert, das entspricht etwa 54 % der gesamten Teichnutzfläche. Eine Übersicht über die Zahlungen zwischen 2000 bis 2003 findet sich in Abbildung 5.

Abbildung 5: Zahlungen für den „Otterbonus“ in der Oberlausitz von 2000 bis 2003. Quellen: SifL, Fischereibehörde 2003/ 2004 (eigene Zusammenstellung).



Anders als bei den anderen Maßnahmen des NAK-Programms ist das Ziel dieser Maßnahme identisch mit dem hier angestrebten Ziel, Nahrungshabitate für den Fischotter zu sichern. Wird dieses Ziel erreicht, dann ist die **Effektivität** des Instruments gegeben. Nach den vorliegenden Zahlen wird etwas mehr als die Hälfte der Teichnutzfläche der Oberlausitz als Nahrungshabitat gefördert. Mangels der Abwesenheit konkreter Daten zur Populationsgröße ist jedoch ein Vergleich der Auswirkungen geförderter und nicht geförderter Nahrungshabitate auf den Fischotter nicht möglich. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass auch ohne die Förderung des Nahrungshabitats durch die Bewirtschaftung der Teiche ausreichend Fisch zur Verfügung steht. Eine zusätzliche Sicherung des Nahrungshabitats wäre damit überflüssig und führt zu Mitnahmeeffekten. Die Rolle des „Otterbonus“ ist deshalb in erster Linie in der Kompensation von Schäden zu sehen und wird in diesem Zusammenhang ausführlicher behandelt.

Reduzierung der Fragmentierung

Die hohen Verkehrsverluste des Fischotters in der Bezugsregion sind darauf zurückzuführen, dass die Tiere bei ihren Wanderungen zwischen verschiedenen Gewässern zwangsläufig Straßen überqueren müssen. Auch verschiedene wasserbauliche Einrichtungen führen dazu, dass ein Ausstieg aus dem Gewässer notwendig ist. Da die Verringerung der Verkehrsverluste zentral für das Überleben des Otters ist, erscheint es

sinnvoll, hier ordnungsrechtlich über Instrumente der Landschaftsplanung zu agieren. Dabei muss auf unterschiedlichen Ebenen vorgegangen werden.

Erstens ist im gesamten Gebiet der Erhalt bislang unzerschnittener, verkehrs- und damit störungsarmer Räume anzustreben. Der Bau neuer Verkehrswege sollte deshalb möglichst unterbleiben. Ist der Neubau von Straßen vorgesehen, kann im Rahmen der Strategischen Umweltplanung nach Standortalternativen gesucht werden. Ist ein Neubau von Strassen in solchen Gebieten unvermeidbar, sollte bei der Planung der Trassenführung die Schaffung neuer Gefährdungsschwerpunkte vermieden werden. Abzulehnen sind gewässerparallele Straßenverläufe und solche, die viele Querungen für den Otter bedeuten, beispielsweise zwischen den Teichen einer Teichgruppe. Die Berücksichtigung dieser Punkte kann im Rahmen der Umweltverträglichkeitsplanung erfolgen. Entstehen dennoch potentiell gefährliche Stellen, müssen bereits beim Bau der Straßen ausreichende Möglichkeiten zur sicheren Querung angelegt werden (KLENKE 1996:67). Hier sind im Rahmen der Eingriffsregelung Vermeidungs- bzw. Kompensationsvorhaben durchzuführen, welche die negativen Auswirkungen von Eingriffen reduzieren. Die „Handlungsempfehlung zur Bewertung und Bilanzierung von Eingriffen im Freistaat Sachsen“ weist explizit darauf hin, dass bei der Anlage von Fischotterpässen die Hinweise des Artenschutzprogramms Fischotter zu beachten sind (BRUNS ET AL. 2003:27).

Zweitens muss zielgerichtet an den Gefährdungsschwerpunkten angesetzt werden. Prioritär betrifft das die bekannten Mehrfachverlustpunkte, wo Sofortmaßnahmen erforderlich sind. In Abhängigkeit vom Straßentyp und der Verkehrsbelastung können Grünbrücken oder Tunnel erforderlich sein, damit die Tiere sicher wechseln können. Auch eine Verringerung der Fahrgeschwindigkeit kann zur Reduzierung des Gefährdungspotentials beitragen. Auf eine ausführliche Darstellung solcher Bauwerke wird an dieser Stelle verzichtet, für einen umfassenden Überblick dazu siehe KLENKE (1996:67 ff.). Nach ROGOSCHIK ET AL. (1994) (in KLENKE 1996:68) müssen Präventivmaßnahmen gegen Fischotterverluste bis 50 km über das eigentliche Verbreitungsgebiet hinaus eingesetzt werden, da die Tiere wandern.

Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie wurde ein detaillierter Maßnahmenplan erarbeitet, auf dessen Grundlage punktgenaue Aktionen an Gefährdungspunkten möglich sind. Ein Teil davon enthält auch Kostenkalkulationen

(KLENKE 1995). Leider ist daraus nicht ersichtlich, welche Maßnahmen bereits umgesetzt wurden. Zudem fehlt eine Evaluierung, so dass unklar bleibt, ob aufgrund der erfolgten Aktionen tatsächlich eine Reduzierung der Verkehrsverluste an den jeweiligen Gefährdungspunkten erfolgt ist (KLENKE, persönliche Mitteilung).

5.4.2 Instrumente gegen illegale Bejagung

Eine Regulierung der illegalen Bejagung ist durch das Ordnungsrecht nicht möglich, da die Jagd auf Fischotter ohnehin verboten ist. Statt einer Verschärfung des Kontrollaufwandes – was in der Teichlandschaft zu hohen Implementationskosten führen würde – wird versucht, die Akzeptanz des Otters über Schadenskompensationen zu steigern.

Schadenskompensationen

Der trotz einer vermuteten hohen Dunkelziffer insgesamt geringe bekannte Anteil illegal getöteter Tiere (4,4%) an der anthropogen bedingten Mortalität des Otters in Sachsen ist größtenteils auf die umfangreiche Kompensation von Schäden zurückzuführen (ZWIRNER & WITTMER 2004:133). Daneben spielt sehr wahrscheinlich auch der Einsatz des NAK-Programms eine Rolle, da durch die Honorierung ökologischer Leistungen die Abhängigkeit von der Produktion verringert wird. Teichwirte können entstehende Schäden in einem gewissen Ausmaß leichter tolerieren. Dennoch ist der Einsatz von Schadenskompensationssystemen für den Otterschutz besonderes wichtig, weil durch den Ausgleich wirtschaftlicher Verluste Ressourcenkonflikte verringert werden können. Solche Konflikte haben in anderen mitteleuropäischen Teichregionen bereits zu erheblichen Problemen geführt. So berichtet Kranz (2000:366) von illegalen Tötungen in Österreich und Tschechien.

Als Grundlage für eine Schadenskompensation soll zunächst der maximal mögliche Schaden für Sachsen kalkuliert werden. Geht man nach ANSORGE ET AL. (1997) von einer Populationsgröße von 500 Individuen und 25 % Jungtieren aus und nimmt einen täglichen Nahrungsbedarf von 0,577 kg für adulte (ROMASOVA in HEPNER & NAUMOV, zit. in REUTHER 1993) und 0,289 kg für juvenile Tiere an (KLENKE, persönliche Mitteilung), wobei nach GEIDEZIS & JURISCH (1996:42) etwa 90 % davon Fisch ist, so ergibt sich folgender Maximalschaden:

- täglicher Nahrungsbedarf x Anzahl Tiere x 365 d, davon 90 %
- adulte Tiere: $0,577 \text{ kg} \times 400 \times 365 = 84.242 \text{ kg}$
- juvenile Tiere: $0,289 \text{ kg} \times 100 \times 365 = 10.549 \text{ kg}$
- gesamter Nahrungsbedarf: 94.791 kg , davon 90 % Fisch = **85.312 kg**

Der mögliche Gesamtschaden beträgt auf der Grundlage der oben getroffenen Annahmen somit ca. 85 t pro Jahr. Bei einer Produktion von 3.124 t Fisch (2004) würden maximal 2,7 % verloren gehen, wobei der Schaden aufgrund des räumlichen Schwerpunkts der Produktion vor allem in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft auftritt. Um zumindest eine Schätzung der Schadenskosten vornehmen zu können, wird der maximal mögliche Gesamtverlust mit dem Preis für Karpfen multipliziert:

$$85.294 \text{ kg} \times 2,08 \text{ €/kg} = \mathbf{177.411,52 \text{ €}}$$

Der Preis von 2,08 €/kg stellt dabei einen Mischpreis aus verschiedenen Vermarktungsformen dar, z.B. Verkauf an Großhandel, Anglervereine oder Direktvermarktung (SLFL 2005a:17). Dabei ist zu beachten, dass sowohl die 85,294 t als auch die 177.411,52 € eine sehr grobe Annäherung an den tatsächlichen Schaden darstellen. So wird zum einen davon ausgegangen, dass ausschließlich Karpfen gefressen werden. Tatsächlich erbeutet der Otter als Nahrungsopportunist auch andere Fische, wie beispielsweise kommerziell wenig relevante Arten. Zudem werden vorzugsweise K₁- und

K₂-Karpfen¹⁶ erbeutet, die erst in zwei bzw. einem Jahr als K₃-Karpfen für den Verkauf geeignet sind. Somit ist der Ansatz des Verkaufspreises zu hoch. Andererseits werden aber auch Satzische gefressen (K₀), die im Zukauf wesentlich teurer sind als K₃-Karpfen, so dass hier ein höherer Preis pro Kilogramm angesetzt werden müsste. Beide Zahlen können deshalb nur verwendet werden, um eine ungefähre Vorstellung von der Größenordnung der Schäden zu bekommen. Nicht erfasst werden die so genannten Sekundärschäden. Sie entstehen, wenn Otter Fische nur verletzen, aber nicht erbeuten. Die Tiere sind dann für den Verkauf weniger geeignet und anfälliger für Krankheiten. Ebenso treten Sekundärschäden auf, wenn jagende Otter Fische in ihrer Winterruhe stören. Dies kann zu einem Energie- und Gewichtsverlust führen und dadurch die Mortalität der Fische erhöhen (ADÁMEK ET AL. 2003, KLOSKOWSKI 2005). Eine quantitative Abschätzung von Sekundärschäden ist kaum möglich, was die Unsicherheit bei der Bestimmung der Schadenskosten noch erhöht.

Obwohl 2,7 % Gesamtschaden gering erscheinen mögen, kann der lokale Schaden in einzelnen Teichen erheblich sein. Otter jagen vorzugsweise in Ufernähe, weshalb kleine Teiche unter Umständen vollständig „ausgeräumt“ werden können. In größeren Teichen treten dagegen deutlich geringere Schäden auf. Im Winter ist eine räumliche Konzentration der Schäden möglich, wenn nur wenige Teiche bespannt und mit Fischen

¹⁶ Die tiefer gestellten Zahlen geben das Alter bzw. das Produktionsjahr des Karpfens an. So sind K₀-Karpfen in diesem Jahr geschlüpft, K₁-Karpfen ein Jahr alt usw. In der Oberlausitz werden in der Regel K₃-Karpfen verkauft.

besetzt sind. Besonders gefährdet sind Hälteranlagen, in denen auf kleinem Raum viele Fische für den Verkauf gehalten werden.

In Sachsen existieren zwei Instrumente, die der Kompensation von Schäden dienen: der bereits beschriebene „Otterbonus“ und die so genannte Härtefallausgleichsverordnung. Als Schadenskompensation handelt es sich beim „Otterbonus“ um ein ex-ante-System, da unabhängig vom tatsächlich eintretenden Schaden eine Kompensation von 103 € pro ha und Jahr gezahlt wird. Wie bereits erwähnt, ist dieses Instrument Bestandteil des Agrarumweltprogramms NAK.

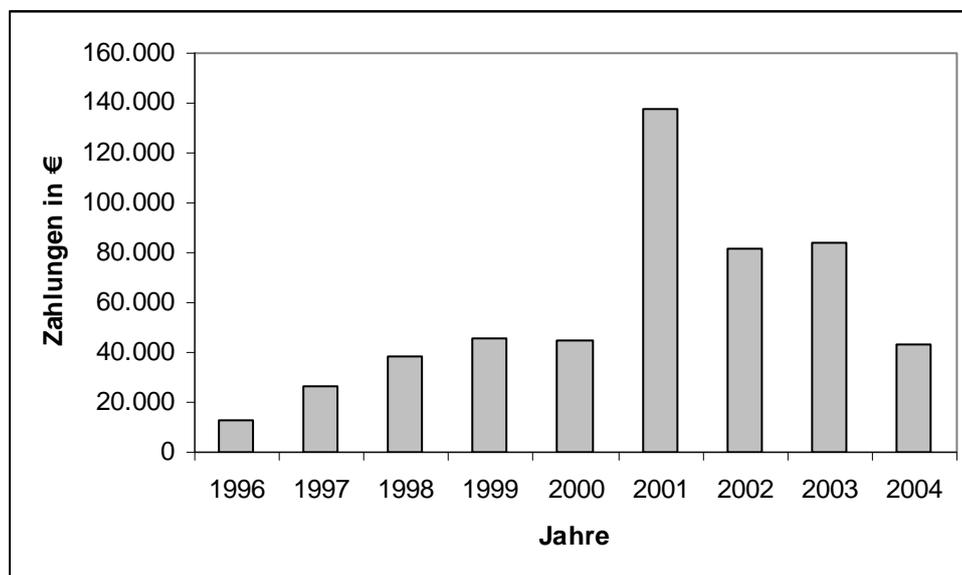
Die Härtefallausgleichsverordnung ist dagegen ein ex-post Kompensationssystem. Ursprünglich war sie nur für Schäden durch nicht jagdbare Tiere gedacht, da Schäden durch jagdbare Tiere anderweitig reguliert werden können. Der Otter hat als jagdbare Art aber eine ganzjährige Schonfrist und fällt zudem unter das Naturschutzgesetz. Otterschäden werden deshalb ebenfalls kompensiert, es handelt sich dabei aber um eine Kulanzmaßnahme. Die betroffenen Teichwirte müssen nach der Abfischung eine Deckungsbeitragsrechnung erstellen, bei der vom erwarteten Ertrag ein Normverlust abgezogen wird. Dieser beinhaltet die natürliche Mortalität der Fische sowie bereits ein gewisses Ausmaß an Schäden durch Prädatoren. Übersteigen die Ertragsausfälle den Normverlust und beträgt der Schaden mindestens 1.000 € pro Jahr, so kann eine Kompensation beantragt werden, wobei Anzeichen für einen möglichen Schaden durch Otter (Spuren, Fischreste, Kot) sofort zu melden sind. In der Regel werden 80% des Schadens kompensiert. Da der tatsächliche Schadensumfang erst nach der Abfischung ermittelt werden kann, findet keine Kontrolle vor Ort statt. Stattdessen werden ein fischereiwirtschaftliches und ein naturschutzfachliches Gutachten zur Plausibilität der Forderung erstellt. Die Höhe der gezahlten Kompensation hängt dabei von den zur Verfügung stehenden Mitteln ab. Diese schwanken jährlich, so dass nicht immer 80 % des anerkannten Schadens kompensiert werden.

Nach der Härtefallausgleichsverordnung kann ein Antrag auf Härtefallausgleich nur gestellt werden, wenn zuvor Maßnahmen zur Schadensabwehr getroffen wurden. Im Fall des Otters ist die Situation anders: da die Art größtenteils auf die Nutzung der Teiche angewiesen ist, würden umfangreiche Abwehrmaßnahmen die Habitatqualität drastisch reduzieren. Ein Schutz durch Zäune etc. ist nur dann sinnvoll, wenn besonders wertvolle

Fischbestände wie Laichkarpfen oder Zierfische darin gehalten werden, oder für den Schutz von Hälteranlagen.

Abbildung 6 zeigt die Zahlungen für Otterschäden über die Härtefallausgleichsverordnung in der Oberlausitz von 1996 bis 2004. Daraus geht eine deutliche Zunahme der Zahlungen bis 2001 hervor, wobei 2001 ein absolutes Maximum von 137.213 € ausgezahlt wurde.

Abbildung 6: Zahlungen für Otterschäden nach der Härtefallausgleichsverordnung in der Oberlausitz von 1996-2004. Quelle: Staatliches Umweltfachamt Bautzen 2006 (eigene Zusammenstellung).



Diese Zunahme kann darauf zurückgeführt werden, dass sich die Möglichkeit des Härtefallausgleichs für Otterschäden „herumsprach“, vor allem unter den Haupterwerbsteichwirtschaften. Die sehr hohe Auszahlung 2001 resultierte aus einem ungewöhnlich hohen Schaden an einer Netzkäfiganlage sowie Schäden in einer Störproduktion im Niederschlesischen Oberlausitzkreis von über 47.000 €. Zudem wurden die Zahlungen für Kormoranschäden ab dem Jahr 2000 gekürzt, weshalb einige Antragsteller bemüht waren, diese Ausfälle als Otterschäden abzurechnen. Die Zahlungen für Otterschäden wurden erstmalig 2004 gekürzt, die Abbildung zeigt den daraus folgenden Rückgang der Kompensationen um fast die Hälfte (WÜNSCHE, schriftliche Mitteilung).

Im Folgenden wird untersucht, ob über die eingesetzten Instrumente „Härtefallausgleich“ und „Otterbonus“ eine effektive Kompensation anfallender Schäden möglich ist, und inwieweit Unterschiede zwischen beiden Instrumenten bestehen. Dabei wird davon ausgegangen, das Ziel sei eine Kompensation der anfallenden Schäden in einem politisch definierten Ausmaß zu einem minimalen Kosteneinsatz.

Ausgangspunkt jeder Schadenskompensation ist die Ermittlung des Schadens. Dieser ist unabhängig vom Zeitpunkt der Kompensation stets gleich. Kompensationssysteme können sich aber hinsichtlich der Transaktionskosten, die sie verursachen, unterscheiden. Dazu zählen alle Kosten, die bei der Schadensermittlung, der Festsetzung zu zahlender Summen sowie für die Verwaltung des Kompensationssystems anfallen (SCHWERDTNER & GRUBER 2007, siehe auch Kapitel 4 dieser Arbeit). Im Folgenden werden diese Kosten aus Sicht der Behörde betrachtet, die Analyse der Kosteneffektivität erfolgt ebenfalls aus Behördensicht¹⁷.

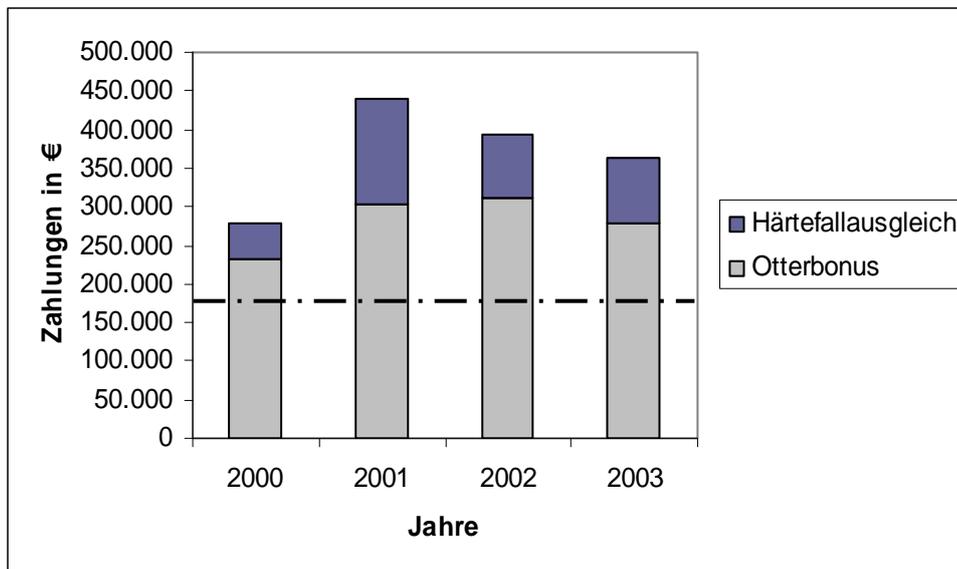
Für die Kompensation über die Härtefallausgleichsverordnung muss der Schaden einzelfallbezogen erfasst werden. In der Teichwirtschaft ist eine solche Schadensermittlung praktisch nicht möglich: Die Teiche stellen eine „black box“ dar, das genaue Ausmaß der Verluste wird erst nach dem Abfischen deutlich. Dann besteht allerdings keine Möglichkeit zu überprüfen, ob die Schäden tatsächlich durch Fischotter verursacht wurden, oder ob nicht auch andere Faktoren wie Krankheiten,

¹⁷ Für eine vollständige Bewertung der Kosteneffektivität wäre auch die Erfassung von Transaktionskosten auf Seiten der Teichwirte erforderlich

Sauerstoffmangel oder weitere Prädatoren für die Ertragsminderung verantwortlich sind. Für die Anwendung eines ex-ante- Kompensationssystems wie dem „Otterbonus“ muss vor dessen Umsetzung bekannt sein, wie viele Tiere wo vorkommen. In Ermanglung exakter räumlich differenzierter Verbreitungsdaten fanden deshalb Teichbegehungen statt, bei denen sich die Fischerei- und Naturschutzbehörden mit den Teichwirten auf eine plausible Zahl von Tieren je Teich einigten (LANGNER, persönliche Mitteilung).

Addiert man die Kompensationszahlungen nach beiden Instrumenten und vergleicht diese mit dem zuvor kalkulierten Maximalschaden für ganz Sachsen (Abbildung 7), dann wird deutlich, dass die gezahlten Summen den potentiellen Maximalschaden (in Abbildung 7 als durchbrochene Linie dargestellt) bei weitem übersteigen. Selbst wenn man davon ausgeht, dass der kalkulierte Schaden nur eine grobe Annäherung darstellt und Ausnahmefälle wie im Jahr 2001 die Schäden in die Höhe treiben, erscheinen die Kompensationszahlungen als zu hoch. Die maximalen Schäden werden damit zwar **effektiv** kompensiert, eine **kosteneffektive** Schadenskompensation zu minimalen Kosten findet jedoch nicht statt. Unabdingbare Voraussetzung dafür wäre ein Monitoring mit einer räumlich differenzierten Populationsgrößenschätzung. Damit wäre sowohl eine Überprüfung der Kompensationsforderungen nach dem Härtefallausgleich als auch die Grundlage für den „Otterbonus“ gegeben. Für FFH-Arten wie den Fischotter ist ein regelmäßiges Monitoring ohnehin vorgeschrieben, wobei Zeitpunkt und Häufigkeit von Monitoringaktivitäten stets in Abhängigkeit von der Ökologie und Seltenheit der Arten bestimmt werden müssen (HANUSCH ET AL. 2005). Angesichts der Reproduktionsrate des Fischotters wäre eine Wiederholung des Monitorings aller fünf Jahre ausreichend, um die Populationsentwicklung zu verfolgen.

Abbildung 7: Vergleich der Kompensationszahlungen über den „Otterbonus“ und die Härtefallausgleichsverordnung von 2000-2003 mit dem potentiellen Maximalschaden in Sachsen.
 Quellen: SLfL, Fischereibehörde 2003, Staatliches Umweltfachamt Bautzen 2006 (eigene Zusammenstellung).



Beim Vergleich beider Instrumente zeigt sich, dass die Zahlungen über die Härtefallausgleichsverordnung im betrachteten Zeitraum zwischen 19,3% und 45% des Volumens der Zahlungen über den „Otterbonus“ einnehmen. Trotz des deutlich geringeren Umfangs verursacht die einzelfallbezogene Bearbeitung der Anträge einen weitaus größeren zeitlichen Aufwand als der „Otterbonus“ und damit höhere Transaktionskosten. Nach Aussage der zuständigen Behörden erfordert die Bearbeitung eines Härtefallantrages im Durchschnitt 2,5 Stunden, bei komplizierten Anträgen bis zu einem Tag (BILD, WÜNSCHE, persönliche Mitteilung). Härtefallanträge können nach jeder Abfischung eingereicht werden (mindestens einmal im Jahr). Für die Bearbeitung eines Antrages für den „Otterbonus“ sind etwa 0,5 Stunden erforderlich sind, die zudem nur alle 5 Jahre anfallen. Im Hinblick auf die **Kosteneffektivität** ist der „Otterbonus“ dem Härtefall deshalb vorzuziehen.

Kritisch ist bei der aktuellen Ausgestaltung des „Otterbonus“ die flächenbezogene Förderung zu bewerten. Otter jagen vorzugsweise in Ufernähe, so dass die Fische in großen Teichen zur Teichmitte flüchten können, weshalb dort ein wesentlich geringerer Schaden auftritt als in kleinen Teichen. Bei einer flächenbezogenen Kompensation erhalten die Besitzer großer Teiche eine relativ große Summe, wobei ihr Schaden insgesamt betrachtet eher klein ist. Kleinteiche dagegen werden kaum kompensiert, obwohl hier Totalausfälle der Erträge möglich sind. Das Problem der Unterkompensation

kleiner Teiche lässt sich aber durch eine umfangbezogene Kalkulation lösen. Gezahlt würde demnach nicht für die gesamte Teichnutzfläche, sondern für einen Streifen entlang des Teichufers. Da im Verhältnis von Klein- und Großteichen erstere einen im Vergleich zur Fläche größeren Umfang haben, würden diese entsprechend des tatsächlich auftretenden höheren Schadens angemessen kompensiert (KLENKE, persönliche Mitteilung). In der 2007 gültigen Neufassung des Sächsischen Agrarumweltprogramms ist dies zumindest im Ansatz berücksichtigt, da bei der Maßnahme T 4 der Punkt Mehrbesatz (an Fisch) die ersten 3 ha mit je 232 € gefördert werden, jeder weitere bis 20 ha mit 207 € pro ha (RL AUW/2007:15¹⁸). Damit werden Kleinteiche tatsächlich stärker kompensiert, wenn auch nicht in dem Maß, wie es bei einer umfangbezogenen Kompensation der Fall wäre.

Aufgrund der hohen Transaktionskosten erscheint eine Fortführung der Kompensation von Otterschäden über die Härtefallausgleichsverordnung nur in Einzelfällen sinnvoll. Dies betrifft in erster Linie überdurchschnittlich große Schäden, die nicht vorhersehbar sind und damit durch den „Otterbonus“ nicht erfassbar sind. Der Härtefallausgleich ist durch die einzelfallbezogene Kompensation flexibel genug, solche Schäden entsprechend ihres tatsächlichen Ausmaßes zu kompensieren. Relevant ist dies insbesondere beim Verlust sehr wertvoller Fischbestände, wie etwa bei dem erwähnten Schaden in der Störproduktion, oder bei Zierfischen.

¹⁸ Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung von flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen und der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen (Förderrichtlinie Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung – RL AuW/2007) 8. Mai 2007

Im Hinblick auf die **dynamische Anreizwirkung** ist der „Otterbonus“ dem Härtefallausgleich überlegen. Da die Zahlungen unabhängig vom tatsächlichen Eintritt des Schadens erfolgen, besteht die Möglichkeit, dass der Schaden nicht auftritt oder kleiner ist als die Kompensation. In diesem Fall wird aus der Kompensation ein Einkommen. Ex-ante-Kompensationen bieten grundsätzlich Anreize, in technische Abwehrmaßnahmen zu investieren, um den Einkommensanteil zu erhöhen (SCHWERDTNER & GRUBER 2007). Im speziellen Fall des Otters in der Teichwirtschaft ist allerdings zu bedenken, dass Abwehrmaßnahmen nur in bestimmten Fällen gewollt sind.

Theoretische Überlegungen und Fazit zu Schadenskompensationen für den Otter

Im vierten Kapitel der Arbeit wurde eine konzeptionelle Grundlage für den Einsatz von Schadenskompensationen entwickelt. Mit ihrer Hilfe soll ein systematisches Vorgehen bei der Entscheidung zwischen ex-ante und ex-post-Kompensationen möglich sein. In Sachsen existieren bereits beide Formen der Kompensation. Wie würde man sich entscheiden, wenn das nicht der Fall wäre?

Basierend auf dem beschriebenen Vorgehen wird zunächst die Schadensverteilung in Raum und Zeit bestimmt. Otter bewohnen zwar feste Reviere, ihre hohe Mobilität bedingt aber eine räumlich heterogene Schadensverteilung. Hätten alle Teiche innerhalb eines Otterreviers den gleichen Besitzer, wären räumliche Schwankungen der Schäden allerdings unerheblich. Bei insgesamt etwa 150 Binnenfischereibetrieben und 1.816 bewirtschafteten Teichen (KRAHL & KRAUSE 2005:5) – davon etwa 1.000 in der Oberlausitz – kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Schäden eine Vielzahl von Betrieben treffen. In Bezug auf die Zeit müssten Otterschäden im Jahresverlauf relativ konstant sein, da die Tiere das ganze Jahr über an den Teichen jagen. Durch das Ablassen vieler Teiche im Herbst konzentrieren sich die Tiere aber an den wenigen besetzten Winterteichen. Damit ist auch eine zeitliche Heterogenität der Schäden zu verzeichnen. Nach dem im vierten Kapitel entwickelten Schema wäre somit die ex-post-Kompensation anzustreben.

Wie bereits erläutert, sind die Transaktionskosten eines solchen Systems allerdings erheblich. In der Teichwirtschaft ist dies besonders auf die Unsicherheit bei der Schadensermittlung zurückzuführen. Die Schäden können erst im vollen Umfang nach

der Abfischung quantifiziert werden und sind dann nicht mehr eindeutig dem Fischotter zuzuordnen. Das Problem der hohen Transaktionskosten verstärkt sich noch durch die Häufigkeit der Schäden, die nicht vermindert werden können, weil eine Schadensabwehr in den meisten Fällen aus Artenschutzgründen nicht angestrebt wird.

Vor diesem Hintergrund ist die ex-ante-Kompensation in Form des „Otterbonus“ die bessere Alternative, auch wenn damit nicht alle Schäden korrekt kompensiert werden können. Außer der Möglichkeit, in Einzelfällen ergänzend ex-post-Kompensationen einzusetzen, kann versucht werden, die Schäden räumlich besser vorherzusagen. GRUBER ET AL. (2008) entwickeln eine Methode, mit der anhand des Alters von Otterkot die Besucherhäufigkeit individueller Tiere an Teichen ermittelt werden kann. Über einen längeren Zeitraum hinweg kann damit auch der zu erwartende Schaden prognostiziert werden. Die Überprüfung, ob diese Methode tatsächlich funktioniert, steht jedoch noch aus.

5.4.3 Weitere Instrumente

Neben den diskutierten Instrumenten existieren mindestens zwei weitere Instrumente, die eine nähere Betrachtung wert sind. Beide gehören zur Kategorie der suasorischen Instrumente. Das Artenschutzprogramm „Fischotter in Sachsen“ war vor allem in der Vergangenheit relevant. Die Möglichkeit der Zertifizierung von „otterfreundlich“ produziertem Fisch wird aktuell nicht genutzt; hier besteht jedoch ein Potential, Artenschutzmaßnahmen mit wirtschaftlichen Vorteilen zu verbinden.

Artenschutzprogramm „Fischotter in Sachsen“

Zur Koordination der Maßnahmen für den Fischotterschutz wurde 1996 in Sachsen ein Artenschutzprogramm für den Otter erstellt. Als eines von insgesamt vier Sächsischen Artenschutzprogrammen bildet es die Basis für Strategien und Grundsätze des Fischotterschutzes und enthält zahlreiche Vorschläge für die Durchführung und Umsetzung konkreter Einzelmaßnahmen. Alle bisher vorgestellten Instrumente basieren weitestgehend auf Empfehlungen aus dem Artenschutzprogramm. Seine Bedeutung kann deshalb neben der Synthese und Neugewinnung fachlicher Erkenntnisse vor allem in der Zusammenstellung problemorientierter Lösungsstrategien gesehen werden. Da viele Empfehlungen aus dem Artenschutzprogramm bereits umgesetzt wurden, spielt es in der

aktuellen Diskussion zum Thema „Fischotter“ keine Rolle mehr (ZWIRNER & WITTMER 2004:148).

Zertifizierung für Fisch aus extensiver Produktion

Eine weitere Möglichkeit, die extensive Teichwirtschaft zu unterstützen, besteht in der Zertifizierung von Fisch. In Deutschland existieren einheitliche Richtlinien für eine Bio-Aquakultur, die von den Anbauverbänden Bioland, Naturland, Demeter und Biokreis gemeinsam mit Experten und der weltweiten Dachorganisation IFOAM (International Federation of Organic Aquaculture Movements) erarbeitet wurden. Teichwirte, die „ökologische Teichwirtschaft“ betreiben wollen, müssen unter anderem die Besatzdichte niedrig halten sowie eine hohe Artenvielfalt an und in ihren Teichen fördern. Der Karpfen gilt dabei als „Pionier-Fisch“, weil Karpfenzucht besonders gut in naturnah belassenen Teichen mit reichem Pflanzenwuchs und einer hohen Artenvielfalt anderer Organismen möglich ist (www.oekolandbau.de).

Da der überwiegende Teil der Teichwirtschaften am NAK-Programm teilnimmt, ist davon auszugehen, dass diese Betriebe zumindest einen Teil der Voraussetzungen für eine Zertifizierung erfüllen. Die Zertifizierung von Fisch über ein Siegel könnte damit ohne große zusätzliche Anforderungen möglicherweise einen Verkaufsvorteil bieten, wenn dadurch neue Marktanteile gewonnen werden können (z. B. über Bioläden) bzw. der Fisch teurer verkauft werden kann.

Alternativ besteht die Möglichkeit, ein eigenes Regionalsiegel zu entwickeln, z.B. „Lausitzer Fisch“ oder „Fisch aus dem Biosphärenreservat“. Hier wäre es möglich, die „otterfreundliche“ Bewirtschaftung der Teiche als ein Kriterium zu integrieren, welches einen höheren Verkaufspreis rechtfertigt. Über die Richtlinie „Aquakultur und Fischerei“ (RL AuF/2007¹⁹) ist eine Subventionierung möglich; sie unterstützt explizit Maßnahmen zur Förderung von Erzeugnissen, die mit umweltfreundlichen Methoden gewonnen werden. Dazu gehören:

- die Förderung von anerkannten Erzeugnissen im Sinne der Verordnung (EG)
- Nr. 510/2006 des Rates vom 20. März 2006 zum Schutz von geografischen Angaben und Ursprungsbezeichnungen für Agrarerzeugnisse und Lebensmittel,
- die Unterstützung der Zertifizierung der Qualität, einschließlich der Einführung von Gütezeichen und der Zertifizierung von Erzeugnissen, die mit umweltfreundlichen Methoden erzeugt wurden sowie
- die Förderung von Kampagnen.

Die Entwicklung bzw. der Einsatz eines Siegels kann möglicherweise die steigenden Produktionskosten durch höhere Preise aufzufangen und stellt damit eine Möglichkeit dar, der abnehmenden Wirtschaftlichkeit sächsischer Teichwirtschaften zu begegnen.

¹⁹ Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung der Aquakultur und der Fischerei (Förderrichtlinie Aquakultur und Fischerei – RL AuF/2007) (Stand 19.02.07, Entwurf)

Dass eine Erschließung zusätzlicher Marktanteile über Zertifizierung funktionieren kann, zeigt BROWN (2005) anhand des Siegels für „delfinsicher“ gefangenen Thunfisch.

5.4.4 Zusammenwirken der Instrumente

Für den Erhalt des Fischotters in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft werden verschiedene Instrumente eingesetzt. Dies resultiert einerseits aus den unterschiedlichen Gefährdungsfaktoren, die in Kombination mit den art- und situationsspezifischen Charakteristika individuelle instrumentelle Lösungen erfordern. Andererseits existieren die Instrumente nicht unabhängig voneinander. So stellt der Schutzstatus des Otters den rechtlichen Rahmen für den Einsatz der Schadenskompensationen dar. Wäre die Art nicht streng geschützt, könnte das Problem der Otterschäden auch anderweitig gelöst werden. Das NAK-Programm gewährleistet den Erhalt strukturreicher Habitats durch eine Fortführung der extensiven Teichwirtschaft. Zugleich wird dadurch der Erhalt von Nahrungshabitats gesichert, so dass die Maßnahme „Otterbonus“ eigentlich nicht mehr erforderlich wäre. Ihr primäres Ziel ist deshalb in einer Kompensation von Schäden zu sehen, wobei die Ausgestaltung als Honorierung einer ökologischen Leistung dazu beiträgt, dass die Anwesenheit von Fischottern grundsätzlich positiv gesehen werden kann.

Wie aus Abbildung 7 hervorgeht, findet offensichtlich bereits durch den „Otterbonus“ eine Überkompensation von Schäden statt, selbst wenn der ermittelte Maximalschaden nur einen groben Richtwert darstellt. Damit ist zunächst die Notwendigkeit eines weiteren Instrumentes zur Kompensation fraglich. Bei der Analyse des „Otterbonus“ wurde allerdings deutlich, dass nur etwa die Hälfte der Teichnutzfläche in der Oberlausitz gefördert wird (54%). Das bedeutet, dass der ermittelten Maximalschaden absolut kompensiert wird, die Verteilung der Zahlungen allerdings dazu führt, dass auf der geförderten Fläche eine Überkompensation stattfindet, während auf der nicht geförderten Fläche gar nicht kompensiert wird. Zwar ist angesichts der geringeren Transaktionskosten eine möglichst flächendeckende Anwendung des „Otterbonus“ anzustreben, dabei ist allerdings zu beachten, dass es sich hierbei um eine freiwillige Maßnahme handelt. Der Teichwirt muss sich vertraglich verpflichten, die Leistung „Förderung des Nahrungshabitats“ 5 Jahre lang zu erbringen. Es ist durchaus anzunehmen, dass einige Teichwirte dazu nicht bereit sind, angesichts des

gesellschaftlichen Willens zum Erhalt des Otters aber trotzdem einen Anspruch auf Schadenskompensation haben sollten. Dies kann die Härtefallausgleichsverordnung leisten. Zudem wurde bereits gezeigt, dass die Einsatzbereiche beider Instrumente verschieden sind. Aufgrund ihrer hohen Transaktionskosten ist aber anzustreben, die Härtefallausgleichsverordnung nur in Einzelfällen zu nutzen.

5.5 Zusammenfassung

Die Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft stellt ein klassisches Beispiel für eine mitteleuropäische Kulturlandschaft dar, in welcher der Erhalt von Habitaten an eine bestimmte Form menschlicher Nutzung gebunden ist. Dies betrifft ganz besonders den Fischotter, der seit der „Kultivierung“ und Verschmutzung zahlreicher Fließgewässer fast ausschließlich in der Teichlandschaft vorkommt. Seine Habitatansprüche können dabei als repräsentativ für die zahlreicher anderer Arten in diesem Raum gelten, da der Otter fischreiche Gewässer mit einer hohen Strukturvielfalt zur Reproduktion benötigt. Die Tiere profitieren von den relativ extensiven Produktionsstrukturen und einer geringen Störungsintensität.

Vorraussetzung für den Schutz des Otters in der Teichlausitz ist deshalb der Erhalt seiner Habitate durch eine extensive Teichwirtschaft. Hier spielt der Programmteil „Naturschutz und Erhalt der Kulturlandschaft“ des sächsischen Agrarumweltprogramms „Umweltgerechte Landwirtschaft“ eine entscheidende Rolle. Das NAK-Programm sichert den Teichwirten eine Entlohnung der von ihnen erbrachten ökologischen Leistungen und fördert so die Wirtschaftlichkeit der Fischzucht. Zudem verringert sich durch die Zahlungen die ausschließliche Abhängigkeit von der Produktion, was einen positiven Einfluss auf die Toleranz von Otterschäden hat. Für eine systematische Analyse der Effektivität und Kosteneffektivität wäre allerdings zunächst zu prüfen, ob die vertraglich vereinbarten Maßnahmen überhaupt durchgeführt werden. Dazu ist eine regelmäßige Kontrolle der teilnehmenden Betriebe erforderlich, auch wenn dadurch zusätzliche Kosten entstehen. Im zweiten Schritt müsste dann ermittelt werden, ob die geförderten Maßnahmen kostengünstiger umsetzbar sind.

Eine weitere zentrale Rolle spielen Maßnahmen gegen Fragmentierung der „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ durch Straßen. Im gesamten Bezugsraum ist zunächst eine weitere Zunahme der Fragmentierung zu verhindern. Dabei kann über die

ordnungsrechtlichen Instrumente der Landschaftsplanung agiert werden, um entweder potentielle Gefahren von vornherein zu vermeiden oder auszugleichen. Neben der Strategischen Umweltplanung und der Umweltverträglichkeitsprüfung spielt dabei die Eingriffsregelung eine entscheidende Rolle, bei deren Umsetzung in Sachsen Fischotterhabitate besonders beachtet werden müssen. Darüber hinaus sind für die existierenden Gefährdungsstellen – insbesondere die bekannten Mehrfachverlustpunkte – Maßnahmen erforderlich, die diese nachträglich entschärfen. Leider fehlt eine Evaluierung der bereits erfolgten Maßnahmen, so dass keine Aussagen zu ihrer Effektivität möglich sind. Dies ist umso bedauerlicher, da Verkehrsverluste den größten Anteil an der Mortalität des Fischotters haben und ihre Reduzierung dringend erforderlich ist, wenn die Fischotterpopulation in ihrer derzeitigen Größe erhalten werden soll.

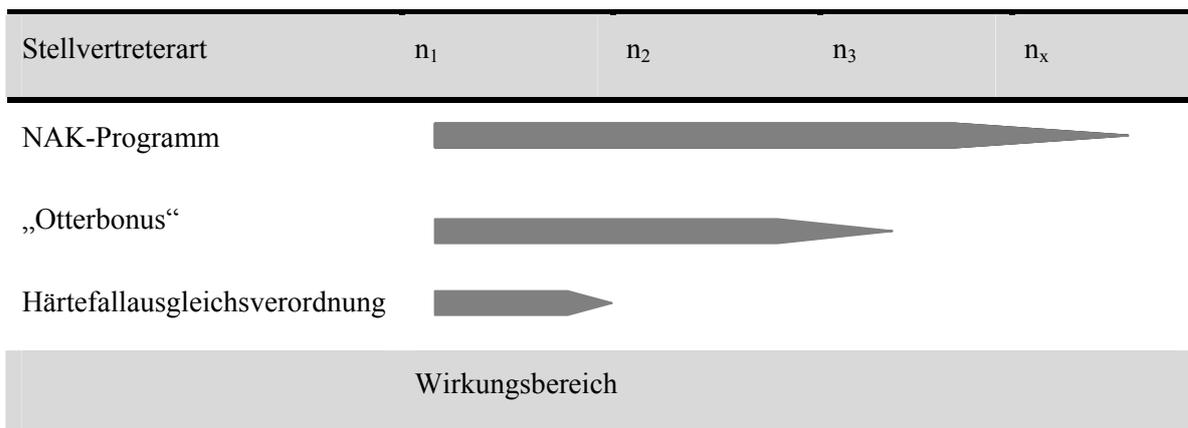
Ressourcenkonflikte stellen vermutlich die Ursache der illegalen Bejagung dar, deren bekanntes Ausmaß allerdings gering ist. Dies ist mit Sicherheit auch auf den Einsatz von Schadenskompensationen zurückzuführen, welche den Teichwirten ihre wirtschaftlichen Verluste ersetzen. Ein erster Vergleich getätigter Zahlungen mit dem maximal möglichen Schaden deutet jedoch darauf hin, dass eine Überkompensation der Schäden stattfindet. Als Grundlage der Schadenskompensation ist deshalb zunächst ein Ottermonitoring erforderlich, wenn nicht nur effektiv, sondern auch zu minimalen Kosten kompensiert werden soll. Unabhängig von den Ergebnissen des Monitorings kann festgehalten werden, dass in Bezug auf die Kosteneffektivität der „Otterbonus“ aufgrund geringerer Transaktionskosten dem Härtefallausgleich vorzuziehen ist. Eine effektivere und kosteneffektive Kompensation geschädigter Teichwirte über dieses Instrument wäre durch eine Umstellung der Berechnung von flächen- auf umfangbezogene Kompensation möglich. Die Rolle des Härtefallausgleichs ist in der Kompensation unvorhersehbarer Schäden zu sehen und sollte auch darauf beschränkt werden.

Trotz der existierenden Vielfalt von Instrumenten besteht die Möglichkeit, diese um die Zertifizierung von Fisch aus „ökologischer“ oder „otterfreundlicher“ Produktion zu erweitern. Mit Hilfe eines Siegels kann die extensive Teichwirtschaft möglicherweise besser vermarktet werden, was die Erschließung neuer Käufergruppen beinhaltet. Da ein Großteil der Betriebe bereits extensiv produziert, kann von relativ geringen Problemen bei der Umstellung auszugehen.

Die beschriebenen Instrumente können in allgemein wirkende Instrumente – mit Mitnahmeeffekten für weitere Arten - und spezifisch wirkende Instrumente unterschieden werden. Arten, die durch gleiche Gefährdungsfaktoren und ähnliche Charakteristika gekennzeichnet sind, profitieren sehr wahrscheinlich auch von denselben Instrumenten. So ist anzunehmen, dass alle Spezies, die durch den Verlust der Strukturvielfalt gefährdet sind, vom Teil NAK des sächsischen Agrarumweltprogramms profitieren können. Das Programm entfaltet damit eine relativ breite Wirkung mit Mitnahmeeffekten. Wesentlich spezifischer wirkt die Maßnahme „Erhalt des Nahrungshabitats für geschützte Arten“, trotzdem kann auch hier von Mitnahmeeffekten ausgegangen werden. So ist das Instrument zwar an die Anwesenheit von Fischottern gebunden und dient der Kompensation ihrer Schäden, unabhängig davon profitieren aber andere fischfressende Arten ebenfalls von der Schaffung des Nahrungshabitats. Sehr spezifisch wirkt dagegen die Härtefallausgleichsverordnung, da sie ganz gezielt den Schaden einer einzelnen Art kompensiert. Der potentielle Wirkungsbereich der drei Instrumente ist in Tabelle 8 dargestellt.

Bei der Auswahl von Instrumenten für den Erhalt mehrerer Arten erscheint es sinnvoll, zunächst die Instrumente mit einer eher unspezifischen Wirkung und einem breiten Wirkungsbereich festzulegen, von denen mehrere Arten profitieren. Danach werden für noch nicht berücksichtigte Aspekte einzelner Arten spezifische Instrumente bestimmt.

Tabelle 8: Potentieller Wirkungsbereich von Instrumenten zum Erhalt des Fischotters auf weitere Stellvertreterarten.



Ziel des fünften Kapitels war die Anwendung der theoretischen Erkenntnisse dieser Arbeit. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Instrumentendiskussion, wobei die zum

Schutz des Fischotters eingesetzten Instrumente analysiert und bewertet sowie – falls erforderlich und möglich – Vorschläge zu ihrer Verbesserung entwickelt wurden. Anhand der empirischen Beispiele wurde deutlich, dass einige theoretische Vorschläge noch erweitert werden müssen, um die realen Gegebenheiten widerzuspiegeln. Ein solches Beispiel ist die Auswahl von Maßnahmen und Instrumenten gegen Fragmentierung. Hier zeigte sich, dass eine ausschließlich auf die Eigenschaften der Art zentrierte Betrachtung unzureichend sein kann. Ausgehend von den art- und situationsspezifischen Charakteristika des Fischotters wären nach dem im Kapitel 4 entwickelten Schema keine flächenscharfen Instrumente notwendig. Unabhängig davon erfordert aber die räumliche Verteilung der Gefährdungsschwerpunkte ein punktgenaues Eingreifen. Bei der Analyse der Gefährdungssituation ist die Verteilung der Gefährdungsfaktoren demzufolge ebenso relevant wie die Verteilung der Art im Raum.

Darüber hinaus ist die Wichtung einzelner Gefährdungsfaktoren nach der Stärke ihres Einflusses und der Dringlichkeit erforderlich, um bei den Maßnahmen eine Prioritätensetzung zu ermöglichen. Dies wurde ebenfalls am Beispiel der Fragmentierung durch Straßen deutlich, wo die Verminderung der Gefährdungsschwerpunkte oberste Priorität hat.

6. Zusammenfassung und offene Forschungsfragen

6.1 Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war die Entwicklung eines Konzeptes, mit dessen Hilfe Artenschutz kosteneffektiv umgesetzt werden kann. In diesem Konzept werden ökologische und ökonomische Ansätze miteinander verknüpft, indem prioritär schützenswerte Arten über ein artenbasiertes Konzept ausgewählt und die erforderlichen Schutzmaßnahmen mittels umweltpolitischer Instrumente umgesetzt werden. Da trotz der großen Zahl gefährdeter Arten nur begrenzte finanzielle Ressourcen für Artenschutzmaßnahmen verfügbar sind, ist die Definition von Prioritäten von zentraler Bedeutung auf dem Weg zu einem umfassenden Artenschutz, wie er in zahlreichen Abkommen und Konventionen gefordert wird. Artenbasierte Konzepte ermöglichen diese Prioritätensetzung durch die Auswahl einer Gruppe von Stellvertreterarten für einen Bezugsraum. Diese werden auch als Zielarten bezeichnet und sind vor allem durch repräsentative Habitatansprüche charakterisiert. Ihr Schutz führt zu Mitnahmeeffekten für weitere Arten. Die Finanzierung von Schutzmaßnahmen für Zielarten sichert deshalb zugleich den Erhalt einer möglichst maximalen Anzahl von Spezies im gleichen Raum.

Obwohl die Effektivität solcher Konzepte teilweise umstritten ist, stellen sie eine wissenschaftlich fundierte Grundlage zur Definition klarer und überprüfbarer Ziele im Artenschutz dar. Dies bildet die Grundlage für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente zum Erhalt der ausgewählten Arten. Für jeden Art des Stellvertreterensembles wird ein „Safe Minimum Standard“ definiert, bei dessen Erreichen das Überleben der Art gesichert ist. Danach erfolgt die Analyse der individuellen Gefährdungssituation jeder Art, die sowohl durch Gefährdungsfaktoren (Habitatwandel, invasive Arten, Klimawandel, Übernutzung und Verschmutzung) als auch durch art- und situationsspezifische Charakteristika bestimmt wird. Während als artspezifische Charakteristika neben der Dynamik der Zielerreichung durch unterschiedliche Reproduktionsraten auch die Mobilität bzw. Migration einer Art Bedeutung haben, sind als situationsspezifische Charakteristika der Gefährdungsgrad sowie die Verteilung der Art im Raum zu beachten. Auf Grundlage der so analysierten

Gefährdungssituation werden Ansprüche an Schutzmaßnahmen und die zu ihrer Umsetzung bestimmten Instrumente abgeleitet. So erfordert etwa eine starke Gefährdung der Art eine hohe Wirkungsgeschwindigkeit, heterogen im Bezugsraum verbreitete Spezies benötigen für ihren Erhalt flächenscharfe Instrumente.

Für den Schutz von Arten steht eine Vielzahl umweltpolitischer Instrumente zur Verfügung. Dabei spielen ordnungsrechtliche Instrumente eine dominante Rolle, weil die meisten gefährdeten Arten geschützt sind und der Umgang mit ihnen deshalb einer Vielzahl von Auflagen unterliegt. Diese können sowohl artbezogen (in Form des Schutzstatus), gebietsbezogen (in Form ausgewiesener Schutzgebiete) oder maßnahmenbezogen (beispielsweise im Rahmen der Eingriffsregelung) sein.

Die Ergänzung des Ordnungsrechts durch andere Instrumente ist jedoch angesichts der anhaltenden Gefährdung zahlreicher Arten von zentraler Bedeutung. Ökonomische Instrumente können finanzielle Anreize für Artenschutzmaßnahmen schaffen und Vollzugsdefizite ordnungsrechtlicher Instrumente mindern. Besonders wichtig ist in diesem Zusammenhang die Honorierung ökologischer Leistungen, vor allem im Rahmen von Agrarumweltprogrammen. Für den Schutz bestimmter Arten sind darüber hinaus Schadenskompensationen wichtig, insbesondere für solche, die mit dem Menschen um natürliche Ressourcen konkurrieren. Im Rahmen der vorliegenden Dissertation wurde diesem Thema besondere Aufmerksamkeit gewidmet, da in der Literatur bisher keine systematische Analyse von Schadenskompensationen vorlag. Mit Hilfe des entwickelten Schemas wurde die Grundlage für einen kosteneffektiven Einsatz von Schadenskompensationen geschaffen.

Die Rolle suavischer Instrumente wird zumeist in der Ergänzung anderer Instrumente gesehen. Im Artenschutz sind sie von großer Bedeutung, da sie in Form von Artenschutzprogrammen häufig den Ausgangspunkt für Erhaltungsmaßnahmen bilden, sowie als Informationskampagnen die Akzeptanz solcher Maßnahmen steigern können.

Die Anwendung des in der Dissertation entwickelten Konzepts auf den Fischotter in der „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ hat gezeigt, dass erst ein Zusammenspiel verschiedener Instrumente zur ausreichenden Berücksichtigung der unterschiedlichen Gefährdungsfaktoren führt. Bei der Auswahl der Instrumente wurde zudem deutlich, dass neben den beschriebenen art- und situationsspezifischen Charakteristika weitere Punkte zu berücksichtigen sind, wie etwa die räumliche Verteilung der Gefährdungsfaktoren

oder eine Wichtung ihres Einflusses und der Dringlichkeit, um bei den Maßnahmen eine Prioritätensetzung zu ermöglichen.

6.2 Offene Forschungsfragen

Abgeleitet aus den bereits in den einzelnen Kapiteln diskutierten Aspekten lassen sich drei Forschungsfragen ableiten, deren Beantwortung eine wesentliche Rolle für den Transfer des in der Arbeit entwickelten Konzepts in die Praxis spielt.

Die **erste Forschungsfrage** betrifft den Nachweis der Effektivität artenbasierter Konzepte. Hier sind empirische Untersuchungen notwendig, um quantitative Aussagen zu Mitnahmeeffekten liefern zu können. Dabei muss auf eine klare Abgrenzung des angewendeten Konzeptes geachtet werden, damit die Ergebnisse vergleichbar sind. Beliebige Erweiterungen sind ebenso abzulehnen wie methodische Einschränkungen auf eine oder zwei Artengruppen, aus denen dann fälschlicherweise Rückschlüsse auf die Wirksamkeit des Konzeptes geschlossen werden.

Die **zweite Forschungsfrage** betrifft die Auswahl umweltpolitischer Instrumente. Hier wäre detailliert zu untersuchen, inwieweit die diskutierten Probleme der räumlichen Verteilung von Gefährdungsfaktoren sowie der nötigen zeitlichen Reihenfolge innerhalb des entwickelten Schemas standardmäßig berücksichtigt werden können. So ist beispielsweise denkbar, die Bestimmung der Gefährdungssituation durch art- und situationsspezifische Charakteristika mittels noch zu definierender Charakteristika der Gefährdungsfaktoren zu spezifizieren. Die Auswahl von Instrumenten würde dann über eine Matrix erfolgen, die sowohl die Eigenschaften der jeweiligen Art als auch die Eigenschaften der Gefährdungsfaktoren berücksichtigt.

Eine **dritte Forschungsfrage** umfasst die instrumentenübergreifenden Betrachtung der Kosteneffektivität. Hier sind ebenfalls empirische Untersuchungen erforderlich, um zu überprüfen, ob eine hierarchische Auswahl der Instrumente – angefangen von Instrumenten mit breiter Wirkung hin zu spezifisch wirkenden Instrumenten – tatsächlich zu Kosteneinsparungen führen kann.

7. Summary

The aim of this thesis was to develop a cost-effective concept for species conservation. The concept connects ecological and economic approaches by choosing priority species for conservation using species-based approaches and implementing the necessary conservation measures through environmental policy instruments. Looking at the number of endangered species compared to the limited funds available, such a setting of conservation priorities is extremely important in order to reach comprehensive species conservation as demanded by several conventions. Species-based concepts enable priority setting by choosing a set of target species for a target area. Those target species are characterized by representative habitat demands and create therefore umbrella effects for several co-occurring species. Therefore, financing conservation measures for target species maximizes the number of protected species in the target area.

Species-based concepts form a scientifically based foundation for the definition and control of conservation targets, through their effectiveness is sometimes questioned. Such a foundation is needed in order to use environmental policy instruments for species conservation. For each of the target species, a “Safe Minimum Standard” is defined, followed by an analysis of the situation including the drivers of species losses (habitat change, invasive species, climate change, over use and pollution) and the species- and situation-specific characteristics. Species-specific characteristics include the dynamics of reaching the target through different reproduction rates and the mobility or ability to migrate. Situation-specific characteristics include the endangerment status and the spatial distribution. Based on the analysis, demands for conservation measures and instruments for their implementation are derived. For instance, heavily endangered species need fast operating instruments; whereas heterogeneously distributed species need area specific instruments.

A number of policy instruments are available for species conservation. Command and control instruments play a dominant role, because most endangered species are protected and are therefore subject to several conditions. Those conditions are either species-related (such as the protection status), area-related (as protected areas) or measure-related (for instance in form of the impact regulation).

Because of the continuing endangerment of many species, the completion of command and control approaches through other instruments is of central relevance. Economic instruments can provide financial incentives for species conservation measures and may also decrease implementation deficits. Of outstanding relevance are payments for environmental services, especially in the form of agro-environmental programs. Damage compensation is relevant for the protection of certain species, notably if they compete with humans about natural resources. Because a systematic analysis of compensation payments was missing in the literature, they played a special role in this thesis. With the developed conceptual framework, a baseline for cost-effective damage compensation has been created.

Voluntary instruments are usually considered as a completion of other policy instruments. They are especially relevant for species conservation, because species conservation programs often build the source for conservation measures, whereas information campaigns can help to increase the acceptance of conservation measures.

The implementation of the concept for the otter in the Upper Lusatia has shown that only a mix of policy instruments can take all drivers of the species loss into account. Furthermore, it became clear that besides the species- and area-specific characteristics other considerations are also relevant. That includes the spatial distribution of drivers of species loss or their ranking in order to enable a priority setting for conservation measures.

8. Literatur

Handelt es sich bei einem Literaturhinweis um einen Auszug aus einem größeren Werk, so wird auf den Autor des Hauptwerkes verwiesen. Dieser findet sich entsprechend der alphabetischen Ordnung in der Literaturliste.

- Adámek, Z.; Kortan; D.; Lepič, P. & Andreji, J. 2003. Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fishponds: a study of fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquaculture International* 11, 389–396.
- Ahrens, H.; Lippert, C. & Rittershofer, M. 2000. Überlegungen zu Umwelt- und Einkommenswirkungen von Agrarumweltprogrammen nach VO (EWG) Nr. 2078/92 in der Landwirtschaft. *Agrarwirtschaft* 49 (2), 99-115.
- Alberti, P. 2005. Stabilität der Otterpopulation. In: Alberti, P. et al.
- Alberti, P.; Gruber, B.; Klenke, R.; Rauschmayer, F.; Ring, I.; Schwerdtner, K.; Thum, R., Wittmer, H. & Zwirner, O. 2005. Informationsmaterial, Leipzig. (unveröffentlichter Projektbericht).
- Albus, A. 2005. Von seltenen Vögeln. S. Fischer, Frankfurt am Main.
- Aldridge, D.C.; Elliot, P. & Moggridge, G.D. 2004. The recent and rapid spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Great Britain. *Biological Conservation* 119, 253-261.
- Althoos, M. 1999. Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozessschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig. UFZ-Bericht 18, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- Althoos, Michael.1997. Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz - Modellregion Biosphärenreservat Rhön. HGON, Echzell.
- Andelman, S.J. & Fagan, W.F. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97, 5954-5959.
- Anderson, D.W. & Hickey, J.J. 1972. Eggshell changes in North American birds. *Proceedings of the 15th International Ornithological Congress*, 514-540.
- Ando, A.; Camm, J.; Polasky, S. & Solow, A. 1998. Species distribution, land values and efficient conservation. *Science* 279, 2126-2129.
- Angelstam, P. 1998a. Towards a logic for assessing biodiversity in boreal forest. In: Bachmann, P, Köhl, M. & Päivinen, R. (Hrsg.). *Proceedings of the conference on the assessment of biodiversity for improved forest planning. European Forest Institute proceedings* 18. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 301-313.

- Angelstam, P. 1998b. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9, 593-602.
- Angst, C.; Landry, J.-M.; Linnell, J. & Breitenmooser, U. 2003. Carnivore Damage Prevention News 6. (online)
- Ansorge, H.; Schipke, R. & Zinke, O. 1997. Population structure of the otter, *Lutra lutra*. Parameters and model for a Central European Region. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 62, 143-151.
- Ansorge, H.; Schipke, R. & Zinke, O. 1996. Altersstruktur und Reproduktion des Fischotters in der Oberlausitz. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) 27-30.
- Ansorge, H. 1994. Zur Situation des eurasischen Fischotters *Lutra lutra* Linné, 1778 im Raum Oberlausitz-Sachsen. *Säugetierkundliche Informationen* 3 (18), 617-622.
- Ansorge, H. & Striese, M. 1993. Zum Bestand des Fischotters in der östlichen Oberlausitz. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 67 (5). 1-20.
- Armsworth, P.R.; Kendall, B.E & Davis, F.W. 2004. An introduction to biodiversity concepts for environmental economists. *Resource and Energy Economics* 26, 115-126.
- Auerhammer, H. 2001. Precision farming — the environmental challenge. *Computers and Electronics in Agriculture* 30 (1-3), 31-43.
- Babcock, B.A.; Lakshminarayan, P.G.; Wu, J. & Zilberman, D. 1997. Targeting tools for the purchase of environmental amenities. *Land Economics* 73, 235-339.
- Baldock, D.; Beaufoy, G.; Brouwer, F.; Godeschalk, F. 1996. Farming at the margins: Abandonment or redeployment of agricultural land in Europe. Institute for European Environmental Policy, Agricultural Economics Research Institute, London/ The Hague.
- Balmford, A.; Bruner, A.; Cooper, P.; Costanza, R.; Farber, S.; Green, R.E.; Jenkins, M.; Jefferiss, P.; Jessamy, P.; Madden, J.; Munro, K.; Myers, N.; Naeem, S.; Paavola, J.; Rayment, M.; Rosendo, S.; Roughgarden, J.; Trumper, K. & Turner, K.R. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297, 950-953.
- Bauer, H.G. & Berthold, P. 1997. Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Baumol, W.J. & Oates, W.E. 1971. The Use of Standards and Prices for Environmental Protection. *Swedish Journal of Economics* 73, 42 -54.
- Bartmann, H. 1996. Umweltökonomie – ökologische Ökonomie. Kohlhammer, Stuttgart.
- Beck, S.; Born, W.; Dziock, S.; Görg, C.; Hansjürgens, B.; Henle, K.; Jax, K.; Köck, W.; Neßhöver, C.; Rauschmayer, F.; Ring, I.; Schmidt-Loske, K.; Unnerstall, H. & Wittmer, H. 2004. Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland. Leipzig.
- Becker, G. 1968. Crime and Punishment: An Economic Approach. *Journal of Political Economy*, 76, 169-180.

- Begon, M.E.; Haper, J.L. & Townsend, C.R. 1998. *Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag.
- Bemelmans-Videc, M.; Rist, L. & Vedung, R.C. (Hrsg.), 1998. *Carrots, Sticks, and Sermons: Policy Instruments and their Evaluation*. Transaction Publisher, Inc., New Brunswick, NJ.
- Berger, J. 1997. Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology* 11, 69-78.
- Besecke, A.; Hänsch, R. & Pinetzki, M. 2005. *Das Flächensparbuch: Diskussion zu Flächenverbrauch und lokalem Bodenbewußtsein*, Institut für Stadt- und Regionalplanung Diskussionsbeitrag 56, Technische Universität Berlin.
- Berrens, R.P.; McKee, M. & Farmer, M.C. 1999. Incorporating distributional considerations in the safe minimum standard approach. *Ecological Economics* 30, 461-472.
- Betrus, C.J.; Fleishman, E. & Blair, R.B. 2005. Cross-taxonomic potential and spatial transferability of an umbrella species index. *Journal of Environmental Management* 74, 79-87.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz. 2004. *Daten zur Natur 2004*. Landwirtschaftsverlag, Bonn.
- Signal, E.M. & McCracken, D.I. 2000. The conservation value of European traditional farming systems. *Environmental Reviews* 8, 149-171.
- Birner, R. & Wittmer, H. 2004. On the efficient boundaries of the State – The contribution of transaction costs economics to the analysis of decentralisation and devolution in Natural resource Management. *Environment and Planning C: Government and Policy* 22 (5), 667-685.
- Bishop, R., 1978. Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics* 60 (1), 10–18.
- Bizer, K. 1997. *Marktanaloge Instrumente im Natur und Landschaftsschutz: eine ökonomische Analyse des deutschen Naturschutzrechtes*. Analytica, Berlin.
- Blöchliger, H. 1992. *Der Preis des Bewahrens. Ökonomie des Natur- und Landschaftsschutzes*. Verlag Rüegger, Zürich.
- Blockstein, D.E. 1998. Letter to the editor. *Science* 279, 1831.
- Blom, A.; Yamindou, J. & Prins, H.H.T. 2004. Status of the protected areas of the Central African Republic. *Biological Conservation* 118 (4), 479-487.
- Bonesi, L. & Macdonald, D.W. 2004a. Differential habitat use promotes sustainable coexistence between the specialist otter and the generalist mink. *Oikos* 106(3), 509-19.
- Bonn, A. ; Rodrigues, A.S.L. & Gaston, K.J. 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecology Letters* 5, 733-741.
- Bonnie, R. 1999. Endangered species mitigation banking: promoting recovery through habitat conservation planning under the Endangered Species Act. *The Science of the Total Environment* 240, 11-19.

- Bonus, H. 1995. Umweltlizenzen. In: Junkernheinrich, M.; Klemmer, P. & Wagner, G.R. (Hrsg). Handbuch zur Umweltökonomie. Analytica Verlagsgesellschaft Berlin, 301-306.
- Bonus, H. 1990. Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. Jahrbuch für Sozialwissenschaft, 41, 343-358.
- Bonus, H. 1979. Ein ökologischer Rahmen für die Soziale Marktwirtschaft. Wirtschaftsdienst 59, 141-146.
- Born, W.; Rauschmayer, F. & Bräuer, I. 2005. Economic evaluation of biological invasions—a survey. *Ecological Economics* 55, 231-236.
- Brady, M. 2003. The relative cost-efficiency of arable nitrogen management in Sweden. *Ecological Economics* 47 (1), 53-70.
- Bragg, C.J.; Donaldson, J.D. & Ryan, P.G. 2005. Density of Cape porcupines in a semi-arid environment and their impact on soil turnover and related ecosystem processes. *Journal of Arid Environments* 61 (2), 261-275.
- Bräuer, I.; Müssner, R.; Marsden, K.; Oosterhuis, F.; Rayment, M.; Miller, C. & Dodoková, A. 2006. The use of market incentives to preserve biodiversity. Ecologic, Project report.
- Bressers, J.T. A. & Klok, P.J. 1988. Fundamentals for a theory of policy instruments. *International Journal of Social Economics* 15 (3/4), 22-41.
- 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, 197–214.
- Brown, J. 2005. An account of the dolphin-safe tuna issue in the UK. *Marine Policy* 29 (1), 39-46.
- Brooker, L. 2002. The application of focal species knowledge to landscape design in agricultural lands using the ecological neighbourhood as a template. *Landscape and Urban Planning* 60 (4), 185-210.
- Bruns, E.; Köppel, J.; Finger, A.; Flatow, D., Hanusch, M., Schröter, J. & Walter, U. 2003. Handlungsempfehlung zur Bewertung und Bilanzierung von Eingriffen im Freistaat Sachsen. Dresden.
- Bulte, E., and Rondeau, D., 2005. Why compensating wildlife damages might be bad for wildlife. *Journal of Wildlife Management* 69 (1), 14-19.
- Burney, D.A. & Flannery, T.F. 2006. Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (7), 395-401.
- Buttgereit, R. 1991. Ökologische und ökonomische Funktionsbedingungen umweltökonomischer Instrumente. Beiträge zur Umweltgestaltung 123, Berlin.
- Cansier, D. & Bayer, S. 2003. Einführung in die Finanzwissenschaft. Grundfunktionen des Fiskus. R. Oldenbourg Verlag, München Wien.
- Cansier, D. 1993. Umweltökonomie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- Carignan, V. & Villard, M. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78, 45-61.

- Caro, T.; Engilis, A.; Fitzherbert, E. & Gardner, T. 2004. Preliminary assessment of flagship species at a small scale. *Animal Conservation* 7, 63-70.
- Caro, T.M. 2001. Species richness and abundance of small mammals inside and outside an African national park. *Biological Conservation* 98, 251-257.
- Caro, T.M. 2000. Focal Species. *Conservation Biology* 14 (6), 1569.
- Caro, T.M. & O'Doherty, G. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13 (4), 805-824.
- Carpenter, S.R. & Cottingham, K.L. 1997. Resilience and restoration of lakes. *Conservation Ecology* 1 (1), 2.
- Casas-Crivillé, A. & Valera, F. 2005. The European bee-eater (*Merops apiaster*) as an ecosystem engineer in arid environments. *Journal of Arid Environments* 60 (2), 227-238.
- Challen, R., 2000. *Institutions, Transaction Costs and Environmental Policy: Institutional Reform for Water Resources*. New Horizons in Environmental Economics. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, UK.
- Chanin, P. 2003. Monitoring the otter (*Lutra lutra*). *Conserving Nature 2000 rivers*. Monitoring Series No. 10. English Nature, Peterborough.
- Chapin, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavorel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; Mack, M.C. & Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Chaughley, G.C. & Gunn, A. 1995. *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts.
- Chee, Y.E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120, 549-565.
- Chiesura, A. & de Groot, R. 2003. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. *Ecological Economics* 44, 219-231.
- Ciriacy-Wantrup, S.V. 1963. *Resource Conservation: Economics and Politics*. University of California Press, Berkely. (überarbeitete Auflage).
- Ciriacy-Wantrup, S.V. 1952. *Resource Conservation: Economics and Politics*. University of California Press, Berkely.
- Clark, L. 2000. Human conflicts with wildlife. Economic considerations. URL: <http://www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/symposia/economics/>. (Zugriff am 10.12.2005)
- Clark, C.W. 1973. Profit maximization and the extinction of animal species. *Journal of Political Economy* 81, 950-961.
- Climate Change 2007. *The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M. & Miller, H.L. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Coase, R.H. 1988. *The firm, the market and the law*. The University of Chicago Press, Chicago and London.

- Coase, R.H. 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3, 1 – 44.
- Cohen, M.A., 1999. Monitoring and enforcement of Environmental Policy. In: Folmer, H., Tietenberg, T. (Hrsg.), *International Yearbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham/UK, 44–106.
- Coppolillo, P.; Gomez, H.; Maisels, F, & Wallace, R. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115 (3), 419-430.
- Costa, R. & Kennedy, E.T. 1996. Safe Harbour for Endangered Species on private lands in the United States. *Incentives for Biodiversity: Sharing experiences*, Montreal, Canada. (<http://economics.iucn.org>)
- Costello, C. & Polasky, S. 2004. Dynamic reserve site selection. *Resource and Energy Economics* 26, 157-174.
- Covington, W.W. & DeBano, L.F. 1994. *Sustainable Ecological Systems: Implementing an ecological approach to land management*. US Department of Agriculture, Fort Collins, CO.
- Cozza, K.; Fico, R. & Battistini, M.-L., 1996. The damage-conservation interface illustrated by predation on domestic livestock in central Italy. *Biological Conservation* 78, 329-336.
- Creutz, G. 1964. Die Verbreitung der Blauracke (*Coracias garrulus* L.) in der Ober- und Niederlausitz. *Abhandlungen des Naturkundemuseums Görlitz*, Band 39 (6), Leipzig.
- Crisp, P.N.; Dickinson, K.J.M., & Gibbs, G.W. 1998. Does native invertebrate diversity reflect native plant diversity? A case study from New Zealand and implications for conservation. *Biological Conservation* 83, 209-220.
- Crowards, T.M. 1998. Safe Minimum Standards: costs and opportunities. *Ecological Economics* 25, 303-314.
- Dales, J.H. 1986. *Pollution, property and prices. An essay in policy making and economics*. University of Toronto Press, Toronto.
- Damania, R. & Hatch, J. 2005. Protecting Eden: markets or government? *Ecological Economics* 53, 339-351.
- da Rocha, A.B.; Lopes, R.M. & Schwartzmann, G. 2001. Natural products in anticancer therapy. *Current Opinion in Pharmacology* 1 (4), 364-369.
- Davic, R.D. 2000. Ecological dominants vs. keystone species: A call for reason. *Conservation Ecology* 4(1) (online).

- Deblitz, C. 1999. Vergleichende Analyse der Ausgestaltung und Inanspruchnahme der Agrarumweltprogramme zur Umsetzung der VO (EWG) 2078/92 in ausgewählten Mitgliedsstaaten der EU. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 195.
- Devries, M.F.W. 1995. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conservation Biology* 9 (1), 25-33.
- Diamond, J. 2005. *Guns, germs and steel. The fates of human societies.* W.W. Norton & Company, New York, London.
- Didham, R.K.; Tylianakis, J.M.; Hutchinson, M.A.; Ewers, R.M. & Gemmill, N.J. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution* 20 (9), 470-474.
- Drechsler, M. & Wätzold, F. 2003. The importance of economic costs in the development of guidelines for spatial conservation management. *Biological Conservation* 122, 253-262.
- Ellenberg, H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* Stuttgart, Ulmer.
- Ellenberg, H. 1991. Ökologische Veränderungen in Biozönosen durch Stickstoffeintrag. In: Henle, K., Kaule, G. (Hrsg.), 75-90.
- Endres, A. 2007. *Umweltökonomie.* Kohlhammer, Stuttgart
- Endres, A. & Bertram, R. 2004. Nachhaltigkeit und Biodiversität. Diskussionsbeitrag Nr. 356 des Fachbereiches Wirtschaftswissenschaften der FernUniversität Hagen.
- Endres, A. 2000. *Umweltökonomie.* Kohlhammer, Stuttgart.
- Ericsson, G. & Heberlein, T.A. 2003. Attitudes of hunters, locals and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation* 111, 149-159.
- Erikson, M. O.G. 1999. Compensation for carnivore damage to reindeer herds in Sweden. In: Fourli, M. 1999, 28.
- Faucheux, S. & Noël, J. F. 2001. *Ökonomie natürlicher Ressourcen und der Umwelt.* Metropolis Verlag.
- Favreau, J.M.; Drew, C.A.; Hess, G.R.; Rubino, M.J., Koch; F.H. & Eschelbach, K.A. 2006. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation* 15 (12), 3949-3969.
- Fees, E. 2004. *Mikroökonomie.* Metropolis Verlag Marburg.
- Fiedler, F. 1996. Abriß der historischen Verbreitung bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts. In: In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. (Hrsg.), 7-9.
- Fleishman, E.; Blair, R.B. & Murphy, D.D. 2001b. Empirical validation of a method for umbrella species selection. *Ecological Applications* 11, 1489-1501.
- Fleishman, E., Murphy, D.D. & Brussard, P. F. 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications* 10, 569-579.
- Forey, P. L., Humphries, C.J. & Vane-Wright, R. I. 1994. *Systematics and Conservation Education.* Oxford University Press.

- Freudenberger, D. & Brooker, L. 2004. Development of the focal species approach for biodiversity conservation in the temperate agricultural zones of Australia. *Biodiversity and Conservation* 13 (1), 253-274.
- Frey, R.L. & Blöchliger, H. 1991. Schützen oder Nützen. Ausgleichszahlungen im Natur- und Landschaftsschutz. Chur, Zürich.
- Fritsch, M.; Wein, T. & Ewers, H.J. 2005. Marktversagen und Wirtschaftspolitik. Verlag Franz Vahlen, München.
- Fourli, M. 1999. Compensation for damage caused by bears and wolves in the European Union. Office for Official Publications of the European Communities. Luxemburg.
- Fox, J. & Nino-Murcia, A. 2005. Status of species conservation banking in the United States. *Conservation Biology* 19 (4), 996-1007.
- FSC-Forest Stewardship Council. www.fsc.org (Zugriff am 21.11.2007)
- Gawel, E. & Lübke-Wolff, G. 2000. Effizientes Umweltordnungsrecht. Kriterien und Grenzen. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden. 251-275.
- Gawel, E. 1999. Umweltabgaben zwischen Steuer- und Gebührenlösung. Eine finanzwissenschaftliche Kritik der Rechtsformrestriktionen für administrierte Umweltpreise. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- Garrod, G. & Willis, K. 1999. Economic valuation of the environment. Edward Elgar, Cheltenham.
- Geidezis, L. & Jurisch, C. 1996. Nahrungsuntersuchungen – Ergebnisse aus dem Oberlausitzer Teichgebiet. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 39-50.
- Gorke, M. 1999. Artensterben Von der ökologischen Theorie zum Eigenwert der Natur. Klett-Cotta, Stuttgart.
- Griffin, R.C., 1991. The welfare analytics of transaction costs, externalities, and institutional choice. *American Agricultural Economics Association* 73 (3), 601-614.
- Grohmann, O. & Klenke, R. 1996. Beiträge zur Ökologie des Fischotters. Methodische Aspekte und praktische Beispiele zur Raumnutzung – farbmarkierte Nahrung . In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 30-32.
- Groom, M.J.; Meffe, G. K., Caroll, C. R. 2006. Principles of Conservation Biology. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Gruber, B; Reineking, B.; Calabrese, J.M.; Kranz, A.; Poledníková, K.; Poledník, L.; Valentin, A. & Henle, K. 2008. A new method for estimating visitation rates of cryptic animals via repeated surveys of indirect signs. *Journal of Applied Ecology* 45.
- Gunningham, N. & Grabosky, P. 2004. Smart regulation. Designing environmental policy. Oxford socio-legal studies, Oxford University Press.
- Gurevitch, J. & Padilla, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution* 19 (9), 470-474.

- Hampicke, U. 2005. Naturschutzpolitik. In: Hansjürgens, B. & Wätzold, F. (Hrsg.), 162-177.
- Hampicke, U. & Roth, D. 2000. Costs of land use for conservation in Central Europe and future agricultural policy. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 1, 95-108.
- Hampicke, U. 1994. Ethics and Economics of Conservation. *Biological Conservation* 67, 219-231.
- Hampicke, U. 1992. *Ökologische Ökonomie. Individuum und Natur in der Neoklassik, Natur in der ökonomischen Theorie: Teil 4.* Westdeutscher Verlag.
- Hampicke, U. 1991. *Naturschutz-Ökonomie.* UTB, Stuttgart.
- Haneman, W.M. 2006. The economic conception of water. In: Rogers, P.P., Llamas, M.R., Martinez-Cortina, L. (Hrsg.), 61-91.
- Henle, K., Kaule, G. 1991. *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland.* Jülich, Forschungszentrum Jülich, 75-90.
- Hanley, N.; Jason F. Shogren & White, B. 2001. *Introduction to Environmental Economics.* Oxford University Press.
- Hanley, N., Oglethorpe, D., 1999. Emerging policies on externalities from agriculture: An analysis for the European Union. *American Journal of Agricultural Economics* 5, 1222–1227.
- Hanley, N.; Kirkpatrick, H.; Simpson, I. & Oglethorpe, D. 1998. Principles for the provision of public goods from agriculture: Modelling moorland conservation in Scotland. *Land Economics* 74, 102-113.
- Hannesson, R. 2007. Cheating about the cod. *Marine Policy* 31, 698-705.
- Hansjürgens, B. & Wätzold, F. 2005. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft „Umweltpolitik und umweltökonomische Politikberatung in Deutschland“.*
- Hansjürgens, B. 2000. Effizienzsteigerungen in der Umweltpolitik durch Policy Mix – Umweltordnungsrecht und handelbare Umweltnutzungsrechte. In: Gawel, E. & Lübke-Wolff, G. (Hrsg.), 251-275.
- Hansjürgens, B. 1993. Affinität zwischen Typen von Umweltabgaben und Umweltproblemen – unter Berücksichtigung neuerer Vorschläge. In: Zimmermann, H. (Hrsg.), 35-71.
- Hansjürgens, B. 1992. *Umweltabgaben im Steuersystem. Zu den Möglichkeiten einer Einführung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland.* Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41-49.
- Hansmeyer, K-H. & Schneider, H.K. 1992. *Umweltpolitik. Ihre Fortentwicklung unter marktsteuernden Aspekten.* Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen.
- Hanusch, M., Köppel, J. & Weiland, U. 2005. Monitoring-Verpflichtungen aus EU-Richtlinien und ihre Umsetzung durch die Landschaftsplanung. *UVP-Report* (3+4), 159-16

- Hartmann, E., Thomas, F., Luick, R., Bierer, J. und Poppinga, O. 2003. Kurzfassungen der nach der Verordnung EG 1257/1999 kofinanzierten Agrarumweltprogramme der Bundesländer. BfN-Skripten 87, Bonn-Bad Godesberg.
- Hartstock, E. 2000. Entstehung und Entwicklung der Oberlausitzer Teichwirtschaft. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 5. Jahrgang, Dresden.
- Hess, G.R. & King, T.J. 2002. Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, 25-40.
- Hilty, J. & Merenlender, A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92, 185–197.
- Hirschfeld, A. & A. Heyd. 2005. Jagdbedingte Mortalität von Zugvögeln in Europa: Streckenzahlen und Forderungen aus Sicht des Vogel- und Tierschutzes. *Berichte zum Vogelschutz* 42, 47-74.
- Holm-Müller, K. & Hilden, R. 2004. Modellprojekt „Erprobung der Ausschreibung von Agrarumweltprogrammen am Beispiel der Grünlandextensivierung“. Humboldt-Universität zu Berlin, 2004.
- Hovestadt, T., Roesner, J., Mühlenberg, M. 1991. Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Forschungszentrum Jülich GmbH, 1.
- Huppés, G., in collaboration with Simonis, U. 2001. Environmental policy instruments in a new era. Wissenschaftszentrum für Sozialforschung Berlin. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University.
- IPCC 2007. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2007*.
- IUCN – The Conservation Union. The IUCN red list of threatened species 2006. www.redlist.org
- Jacquet, J.L. & Pauly, D. 2007. The rise of seafood awareness campaigns in an era of collapsing fisheries. *Marine Policy* 31, 308-313.
- Jessel, B. & Tobias, K. 2002. *Ökologisch orientierte Planung*. UTB, Stuttgart
- Johst, K.; Drechsler, M. & Wätzold, F. 2002. An ecological-economic modelling procedure to design compensation payments for the efficient spatio-temporal allocation of species protection measures. *Ecological Economics* 41, 37-49.
- Jongman, H.G.; Külvik, M. & Kristiansen, I. 2004. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68, 305-319.
- Jungcurt, S.; Laschewski, L. & Schleyer, C. 2004. Löst Geld Naturschutzkonflikte? Zur Steuerungsproblematik von Förderprogrammen im Agrarumweltbereich. Humboldt-Universität zu Berlin. www.agrar.hu-berlin.de/wisola/fg/ress/web/Studie_Spreewald.pdf (Zugriff 12/2004).
- Kaiser, M.J. & Edward-Jones, G. 2006. The Role of Ecolabeling in Fisheries Management and Conservation. *Conservation Biology* 20 (2), 392-398.

- Kati, V.; Devillers, P.; Dufrene, M.; Legakis, A.; Vokou, D. & Lebrun, P. 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators on a local scale. *Conservation Biology* 18 (3), 667-675.
- Kemper, M. 1993. *Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft*. Duncker und Humblot, Berlin.
- Khanina, L. 1998. Determining keystone species. *Conservation Ecology* 2(2). (online)
- Klenke, R. 1996. Ergebnisse der Erfassung von Fischotternachweisen von 1993-1995. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg).
- Klenke, R. 1996. Handlungsempfehlungen für ausgewählte Maßnahmenkomplexe. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg). 67-72.
- Klenke, R. 1995. Freistaat Sachsen, Artenschutzprogramm Fischotter. Abschlußbericht zum Werkvertrag. Objektlisten. (unveröffentlicht).
- Kloskowski, J., 2005. Otter *Lutra lutra* damage at farmed fisheries in south-eastern Poland, I: an interview survey. *Journal of Wildlife Biology* 11, 201–206.
- Kneese, A.V. & Schulze, C.L. 1975. *Pollution, Prices and Public Policy*. Brookings, Washington, D.C.
- Knüppel, H. 1989. *Umweltpolitische Instrumente*. Nomos-Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- Köck, W., Thum, R. & Wolf, R. 2005. *Praxis und Perspektiven der Eingriffsregelung. Probleme der Flächen- und Maßnahmenbevorzugung – Verknüpfung mit Umwelt- und Raumplanung*. Nomos, Baden-Baden.
- Köppel, J., Peters, W. & W. Wende 2004. *Eingriffsregelung Umweltverträglichkeitsprüfung FFH-Verträglichkeitsprüfung*. UTB Ulmer, Stuttgart.
- Kotowski, W. 2005. Anthropogenic influence on wetlands biodiversity and sustainable management of wetlands. 3rd part of WETHYDRO monographs. Warsaw Agricultural Press, Warsaw. 97-106.
- Krahl, U. & Krause, T. 2005. Die Binnenfischereierhebung 2004 in Sachsen. *Statistik in Sachsen* 2/ 2005.
- Kranz, A. 2000. Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to a locally perceived overpopulation? *Mammalia* 64 (4), 357-368.
- Kruuk, H. 1995. *Wild Otters – Predation and populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Kruuk, H.; Carss, D.N.; Conroy, J.W.H. & Durbin, L. (1993). Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. *Symposium of the Zoological Society London* 65, 171-191.
- Kruuk, H.; Conroy, J.W.H. & Moorhouse, A. 1991. Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. *Journal of Applied Ecology* 28, 95-101.
- Kubasch, H. 1996. Zur Geschichte des Fischotterschutzes in Sachsen. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. (Hrsg.), 9-12.

- Lambeck, R.J. 2002. Focal species and restoration ecology: a response to Lindenmayer et al. *Conservation Biology* 16 (2), 549-551.
- Lambeck, R. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11 (4), 849-856.
- Landres, P.B.; Verner, J. & Thomas, J.W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2 (4), 316-327.
- Langpap, C. 2006. Conservation of endangered species: Can incentives work for private landowners? *Ecological Economics* 57, 558-572.
- LANU – Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt. Naturschutzfonds – Förderbereiche. http://www.saechsische-landesstiftung.de/de/Naturschutzfonds/Start_NSF/Foerderbereiche.html (Zugriff am 15.10.07)
- Lambin, E.F.; Turner, B.L.; Geist, H.J.; Agbola, S.B.; Angelsen, A.; Bruce, J.W.; Coomes, O.T.; Dirzo, R.; Fischer, G.; Folke, C.; George, P.S.; Homewood, K.; Imbernon, J.; Leemans, R.; Li, X.B.; Moran, E.F.; Mortimore, M.; Ramakrishnan, P.S.; Richards, J.F.; Skanes, H.; Steffen, W.; Stone, G.D.; Svedin, U.; Veldkamp, T.A.; Vogel, C. & Xu, J.C., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change: Human Policy Dimensions* 11, 261–269.
- Launer, A.E. & Murphy, D.D. 1994. Umbrella species and the conservation of habitat fragments: a case of a threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem. *Biological Conservation* 69, 145-153.
- Lerch, A. 2003. Individualismus, Ökonomik und Naturerhalt. Zu den normativen Grundlagen der Ökologischen Ökonomik. Metropolis, Marburg.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomologic Society of America* 15, 237-240.
- LfUG – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2002. Naturschutzfachliche Grundsätze zur Bewirtschaftung von Karpfenteichen in Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Radebeul.
- LfUG – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 1996. Auswahlverfahren für Teiche zur Anwendung der Verwaltungsvorschrift Vertragsnaturschutz. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Radebeul.
- Lindenmayer, D.B.; Manning, A.D.; Smith, P.L.; Possingham, H.P.; Fischer, J.; Oliver, I. & McCarthy, M.A. 2002. The Focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology* 16 (2), 338-345.
- Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. 2003. Sound science or social hook – a response to Brooker's application of the focal species approach. *Landscape and Urban Planning* 62, 149-158.
- Linnell, J. and Brøseth, H., 2003. Compensation for large carnivore depredation of domestic sheep 1994-2001. In: Angst, C.; Landry, J.-M.; Linnell, J. & Breitenmooser, U., (Hrsg.), 11-13.

- Linnell, J., Swenson, J.E. & Andersen, R. 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodiversity and Conservation* 9, 857-868.
- Ludwig, G. & Schnittler, M. 1996. Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. BfN Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, Bonn.
- MacDonald, D.; Cabtree, J.R.; Wiesinger, G.; Dax, T.; Stamou, N.; Fleury, P.; Gutierrez Lazpitta, J. & Gibbon, A. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59, 47-69.
- MacMillan, D. 2004. Tradable hunting obligations – a new approach to regulating red deer numbers in the Scottish Highlands? *Journal of Environmental Management* 71, 261-270.
- Macke, S. 2005. Mitigation Banking im Rahmen der US-amerikanischen Eingriffsregelung für Feuchtgebiete. Eine institutionenökonomische Betrachtung der kommerziellen Ausgleichsbereitstellung im Beispiel Floridas. In: Köck, W., Thum, R. & Wolf, R. (Hrsg.), 71-95.
- MacArthur, R.H., 1962. Some generalized theorems of natural selection. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences* 48, 1893–1897.
- MacNally, R. & Fleishman, E. 2004. A successful predictive model of species richness based on indicator species. *Conservation Biology* 18 (3), 646-654.
- Maes, D. & Van Dyck, H. 2005. Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. *Biological Conservation* 123, 177-187.
- Máñez Costa, M.A. 2004. Incentives for Conservation in Farm Households. A Case Study of Guatemala. Dissertation.de Verlag.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-252.
- Martens, P., Rotmans, J, & de Groot, D. 2003. Biodiversity: luxury or necessity? In: *Global Environmental Change* 13, 75-81.
- MASR 2005. Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Washington D.C., Island Press.
- Mayr, E. (1942). *Systematics and the Origin of Species*. Columbia University Press.
- Mburu, J., Birner, R. & Zeller, M. 2003. Relative importance and determinants of landowners' transaction costs in collaborative wildlife management in Kenya: an empirical analysis. *Ecological Economics* 45 (1), 59-73.
- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 73, 181–201.
- McNeely, J.A. & Miller, K.R. 1984. *National Parks, Conservation, and Development*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

- Meffe, G.K., Groom, M.J. & Carroll, R.C. 2006. Ecosystem approaches to conservation. In: Groom et al. 2006, 467-507.
- Mendelson, J.R. et al. 2006. Confronting amphibian declines and extinctions. *Science* 313, 48.
- Messer, F. & Kaltofen, M. 2004. Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und regionale Entwicklung – Analyse und Bewertung von Szenarien zum Wassernutzungskonflikt im bergbaubeeinflussten Einzugsgebiet der Oberen Spree. UFZ-Bericht 1/2004, Leipzig.
- Michaelis, P. 1996. Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Mills, L.S.; Soulé, M. & Doak, D. F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience* 43 (4), 219-224.
- Montgomery, W.D. 1972. Markets in licences and efficient pollution control programs. *Journal of Economic Theory* 5, 395-418.
- MSC-Marine Stewardship Council. www.msc.org (Zugriff am 19.11.2007).
- Mühlenberg, M. 1993. Freilandökologie. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- Myers, N. 1985. Die sinkende Arche. Bedrohte Natur, gefährdete Arten. Westermann Verlag, Braunschweig.
- Myšiak, J.; Schwerdtner, K. und Ring, I. 2004. Comparative analysis of the conflicts between carp pond farming and the protection of otters (*Lutra lutra*) in Upper Lusatia and South Bohemia. UFZ Diskussionspapier, Leipzig.
- Nature Conservancy. 2000. The Five-S Framework for Site Conservation: A Practitioner's Handbook for Site Conservation Planning And Measuring Conservation Success. The Nature Conservancy, Washington, DC.
- Newell, R.G., Sanchirico, J.N. & Kerr, S. 2005. Fishing quota markets. *Journal of Environmental Economics and Management* 49, 437-462.
- Noss, R.F; Quigley, H.B; Hornocker, M.G; Merrill, T. & Paquet, P.C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10 (4), 949-963.
- Noss, R F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Nott, M. P. & Pimm, S. L. 1997. The evaluation of biodiversity as a target for conservation. Pages 125-135. In: Pickett, S.T.A.; Ostfeld, R. S.; Shachak, M. & Likens, G.E. (Hrsg.).
- Novacek, M.J. & Cleland, E.E. 2001. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98 (10), 5466–5470.
- Nunes, P.A.L.D. & Riyanto, Y.E. 2005. Information as a regulatory instrument to price biodiversity benefits: certification and ecolabeling policy practices. *Biodiversity and Conservation* 14, 2009-2027.
- Nunes, P.A.L.D., van den Bergh, J.C.J.M. & Nijkamp, P. 2003. *The Ecological Economics of Biodiversity*. Edward Elgar, Cheltenham UK, Northampton, USA.

- Nunes, P.A.L.D. & van den Bergh, J. C. J. M. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39, 203-222.
- Nyhus, P. J., Osofsky, S. A.; Ferraro, P.; Madden, F. & Fischer, H. 2005. Bearing the costs of human-wildlife conflict: the challenges of compensation schemes. In: Woodroffe, R.; Thirgood, S. and Rabinowitz, A. (Hrsg.), 107-121.
- Nyhus, P.J.; Fischer, H.; Madden, F. & Osofsky, S. 2003. Taking the bite out of wildlife damage. *Conservation in Practice* 4(2), 37-40.
- Opdam, P. & Wascher, D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117, 285-297.
- Opperman, R. & Briemle, G. 2002. Blumenwiesen in der Förderung. Erste Erfahrungen mit der ergebnisorientierten Förderung im baden-württembergischen Agrarumweltprogramm MEKA II. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34/79, 203-209.
- Orians, G.H. & Groom, M.J. 2006. Global Biodiversity. Patterns and processes. In: Groom, M.J., Meffe, G.K. & Carroll, R.C. (Hrsg.).
- Owen, M. 1990. The damage-conservation interface illustrated by geese. *Ibis* 132, 238-252.
- Parkhurst, G.M.; Shogren, J.F.; Bastian, C.; Kivi, P.; Donner, J. & Smith, R.B.W. 2002. Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological Economics* 41, 305-328.
- Parmesan, C. & Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37-42.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist* 103, 91-93.
- Payton, I.J.; Fenner, M. & Lee, W.G. 2002. Keystone species: The concept and its relevance for conservation management in New Zealand. *Science for Conservation* 2003, Department of Conservation, Wellington.
- Polasky, S.; Camm, J.D. & Garber-Yonts, B. 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. *Land Economics* 77, 68-78.
- Pouta, E.; Rekola, M.; Kuuluvainen, J.; Li, C.Z. & Tahvonen, O. 2002. Willingness to pay in different policy-making methods: insights into respondent's decision-making process. *Ecological Economic* 40, 295-311.
- Pearce, D.W. 1987. Foundations of an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38, 9-18.
- Pearce, D.W. & Turner, R.K., 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. The John Hopkins University Press, Baltimore.
- Pearson, D.L. & Cassola, F. 1992. World wide species richness patterns of tiger beetles (*Coleoptera: Cicindelidae*): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6, 376- 391.

- Peper, S & Peper, T. 1996. Kartierung und Bewertung der Lebensräume. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 17-24.
- Pharo, E.J.; Beattie, S.J, & Binns, D. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity. *Conservation Biology* 13, 282-292.
- Pianka, E.R. 1970. On r and K selection. *American Naturalist* 104, 592-597.
- Pickett, S.T.A.; Ostfeld, R. S.; Shachak, M. & Likens, G.E. 1997. The ecological basis of conservation. *Heterogeneity, Ecosystems and biodiversity*. Chapman & Hall.
- Pigou, A. C., 1920. *The Economics of Welfare*. Macmillan, London.
- Plachter, H.; Stachow, U. & Werner, A. 2005. Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der „Guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 7, Bonn-Bad Godesberg.
- Power, M.E.; Tilman, D.; Estes, J. A.; Menge, B.A.; Bond, W.J.; Mills, L.S.; Daily, G.; Castilla, J.C.; Lubchenco, J. & Paine, R.T. 1996. Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46, 609-620.
- Prenda, J. & Granado-Lorencio, C. 1995. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* sprinting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation* 76, 9-15.
- Prendergast, J.R. 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* 20 (2), 210-216.
- Prendergast, J.R.; Quinn, R. M.; Lawton, J.H.; Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365, 335-337.
- Primack, R.B. 1995. *Naturschutzbiologie*. Spektrum Akademischer Verlag.
- Race, M.S. & Fonseca, M.S. 1996. Fixing compensatory mitigation: what will it take? *Ecological Applications* 6 (1), 94-101.
- Randall, A. 1987. *Resource Economics. An economic approach to natural resource and environmental policy*. New York.
- Reck, H., 1993. Spezieller Artenschutz und Biotopschutz: Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 38, 159-178.
- Redford, K.H.; Coppolillo, P.; Sanderson, E.W.; da Fonseca, G.A.B.; Dinerstein, E.; Groves, G.; Mace, G.; Maginnis, S.; Mittermeier, R.A.; Noss, R.; Olson, D.; Robinson, J.G.; Vedder, A. & Wright, M. 2003. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17 (3), 116-131.
- Reinhardt, I. & Kluth, G. 2007. *Leben mit Wölfen. Leitfaden für den Umgang mit einer konfliktträchtigen Tierart in Deutschland*. BfN-Skripten 201.
- Reiter, A. S. & Tiefenbach, M. 1996. *Artenschutzprogramme in Deutschland und der Schweiz*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, UBA Report 96-130, Wien.
- Reuther, C.; Dolch, D.; Drews, A.; Ehlers, M.; Heidemann, G.; Klaus, S.; Mau, H.; Sellheim, P.; Teubner, J.; Teubner, J. & Wölfel, L. 2002. *Habitat*. Arbeitsberichte

der Aktion Fischotterschutz e.V. Fischotterschutz in Deutschland. Grundlagen für einen nationalen Artenschutzplan. Hankensbüttel.

- Reuther, C. 1993. *Lutra lutra* - Fischotter. - In: Stubbe, M. & Krapp, F. (Hrsg.). Band 5: Raubsäuger – Carnivora (Fissipedia). Teil II: Mustelidae 2, Viveridae, Herpestidae, Felidae. - In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.). Handbuch der Säugetiere Europas.
- Requate, T. 2005. Dynamic incentives by environmental policy instruments – a survey. *Ecological Economics* 54, 175-195.
- Ritzerow, F. 1896. Mecklenburgisches Kochbuch, Wismar, Hinstorff'sche Hofbuchhandlung Verlagsconto.
- Roberge, J.-M. & Angelstam, P. 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18 (1), 76-85.
- Rogers, P.P.; Llamas, M.R., Martinez-Cortina, L. 2006. Water Crisis: myth or reality? Taylor & Francis, London.
- Rollins, K., and Briggs, H.C. 1996. Moral hazard, externalities, and compensation for crop damages from wildlife. *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 368-386.
- Rondinini, C. & Boitani, L. 2006. Difference in the umbrella effect of African amphibians and mammals based on two estimators of the area of occupancy. *Conservation Biology* 20 (1), 170-179.
- Root, T.L.; Price, J.T.; Hall, K.R.; Schneider, S.H.; Rosenzweig, C. & Pounds, J.A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421, 57-60.
- Rothgang, M. 1997. Ökonomische Perspektiven des Naturschutzes. Duncker & Humblot. Berlin.
- Rosales, J. 2005. Economic growth and biodiversity loss in an age of tradable permits. *Conservation Biology* 20 (4), 1042-1050.
- Rowland, M.M.; Wisdom, M.J.; Suring, L.H. & Meinke, C.W. 2006. Greater sage-grouse as an umbrella species for sagebrush-associated vertebrates. *Biological Conservation* 129, 323-335.
- Rubino, M.J. & Hess, G.R. 2003. Planning open spaces for wildlife 2: modeling and verifying focal species habitat. *Landscape and Urban Planning* 64, 89-104.
- Rubinoff, D. 2001. Evaluating the California gnatcatcher as an umbrella species for conservation of southern California coastal sage scrub. *Conservation Biology* 15 (5), 1374-1383.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). 1996. Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Radebeul.
- Sala, O.E., F.S. III; Chapin, J.J.; Armesto, E.; Berlow, J.; Bloomfield, R.; Dirzo, E.; Huber-Sanwald, L.F.; Huenneke, R.B.; Jackson, A.; Kinzig, R.; Leemans, D.M.; Lodge, H.A.; Mooney, M.; Oesterheld, N.L.; Poff, M.T.; Sykes, B.H.; Walker, M.

- Walker & D.A. Wall. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Saetersdal, M.; Line, J.M. & Birks, H.J.B. 1993. How to maximise biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. *Biological Conservation* 66, 131-138.
- Samuelson, P.A. 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics* 36 (4), 387-389.
- Sanchirico, J.N.; Holland, D.; Quigley, K. & Fina, M. 2006. Catch-quota balancing in multispecies individual fishing quotas. *Marine Policy* 30, 767-785.
- Sanderson, E.W.; Redford, K.H.; Vedder, A.; Coppolillo, P.B. & Ward, S.E. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58, 41-56.
- Schröter, C. 2005. Handelbare Flächenausweisungsrechte. In: Besecke, A.; Hänsch, R. & Pinetzki, M. (Hrsg.), 197-208.
- Schneider, G. & Sprenger, R.U. 1984. Mehr Umweltinstrumente für weniger Geld – Einsatzmöglichkeiten und Erfolgchancen ökonomischer Anreizinstrumente in der Umweltpolitik. Ifo-Studien zur Umweltökonomie 4, München.
- Schwarze, R. 1993. Das Haftungsrecht als Instrument der Umweltpolitik. Diskussionspapier 165, Wirtschaftswissenschaftliche Dokumentation, Technische Universität Berlin.
- Schweppe-Kraft, B. 2000. Innovativer Naturschutz – Partizipative und marktwirtschaftliche Instrumente. Bonn-Bad Godesberg.
- Schwerdtner, K. & Gruber, B. 2007. A conceptual framework for damage compensation schemes. *Biological Conservation* 134, 354-360.
- Schwerdtner, K. & Ring, I. 2005. Policy instruments – practice and potential. FRAP-Projektbericht Leipzig (unveröffentlicht).
- Scott, J.K. 2001. Europe gears-up to fight invasive species. *Trends in Ecology and Evolution* 16 (4), 171-172.
- Sergio, F.; Newton, I.; Marchesi, L. & Pedrini, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43, 1049-1055.
- SLfL – Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. 2007. Zahlen zur Binnenfischerei. Freistaat Sachsen, Jahresbericht 2006. Königswartha.
- SLfL – Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. 2005a. Zahlen zur Binnenfischerei. Freistaat Sachsen, Jahresbericht 2004. Königswartha.
- SLfL - Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. 2005. Ökonomie der Karpfenteichwirtschaft. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1-10.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience* 31 (2), 131-134.
- Shogren, J.F. & Tschirrhart, J. 2005. Integrating ecology and economics to address bioinvasions. *Ecological Economics* 52, 267-271.

- Siebert, H. 1976. Analyse der Instrumente der Umweltpolitik. Göttingen.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passe' in the landscape era? *Biological Conservation* 83, 247–257.
- Smith, C.R. & Baco, A.R. 2003. Ecology of whale falls at the deep-sea floor. *Oceanography and Marine Biology: An annual review* 41, 311-354.
- Smith, R.B.W. & Shogren, J.F., 2002. Voluntary incentive design for endangered species protection, *Journal of Environmental Economics and Management* 43, 169–187.
- Soulé, M.E. 1994. Normative conflicts and obscurantism in the definition of ecosystem management. In: Covington, W.W. & DeBano, L.F. (Hrsg.).
- Soulé, M. E.; Estes, J.A.; Berger, J. & Martinez del Rioz, C. 2003. Ecological Effectiveness: Conservation goals for interactive species. *Conservation Biology* 17 (5), 1238-1250.
- Soulé, M. E. 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press.
- Spector, S. & Forsyth, A.B. 1998. Indicator taxa for biodiversity assessment in the vanishing tropics. Cambridge, Cambridge University Press.
- SRU – Der Sachverständigenrat für Umweltfragen. 2002. Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes, BT-Drs. 14/9852.
- Stavins, R.N. 2001. Experience with market-based environmental policy instruments. *Resources for the Future. Discussion Paper* 01-58, Washington DC.
- Stearns, B.P. & Stearns, S.C. 1999. *Watching, from the Edge of Extinction*. Yale University Press, New Haven & London.
- Steffens, R. 1996. Einführung (in das Artenschutzprogramm Fischotter). In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 78-84.
- Sturner, T. 2003. Policy instruments for environmental and resource management. *Resources for the Future, Washington DC*
- Stein, B. & Flack, S. 1997. 1997 Species Report Card: the state of U.S. Plants and Animals. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Stevens, C.E.; Paszkowski, C.A. & Foote, A.L. 2007. Beaver (*Castor canadensis*) as surrogate species for conserving anuran amphibians on boreal streams in Alberta, Canada. *Biological Conservation* 134, 1-13.
- Stoll-Kleemann, S. 2001. Reconciling opposition to protected areas management in Europe: The German experience. *Environment* 43, 32-44.
- Suter, W.; Graf, R.F. & Hess, R. 2002. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella concept. *Conservation Biology* 16, 778-788.
- Tanneberger, F.; Bellebaum, J.; Fartmann, T.; Haferland, H.J.; Helmecke, A.; Jehle, P.; Just, P. & Sadlik, J. Rapid deterioration of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* habitats at the western margin of the breeding range. *Journal of Ornithology* (im Druck).
- Tanneberger, F.; Flade, M. & H. Joosten 2005. An Introduction to Aquatic Warbler conservation in Western Pomerania. In: Kotowski, W.(Hrsg), 97-106.

- Teisl M.F.; Roe B. & Levy A.S. 1999. Eco-certification: why it may not be a “field of dreams”. *American Journal of Agricultural Economics* 81(5), 1066–71.
- Thirgood, S.; Woodroffe, R. & Rabinowitz, A. 2005. The impact of human-wildlife conflict on human lives and livelihoods. In: Woodroffe, R., Thirgood, S. & Rabinowitz, A. (Hrsg.), 13-26.
- Thum, R. & Wätzold, F. 2007. Artenschutz durch handelbare Zertifikate? Grundgedanke des Konzepts und potentielle Einsatzmöglichkeiten im deutschen Rechtssystem. *Natur und Recht* 29 (5), 299-307.
- Thum, R.; Schwerdtner, K. & Ring, I. 2003. Artenschutz und Teichwirtschaft. Rechtliche und institutionelle Rahmenbedingungen in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung des Freistaates Sachsen. *UFZ-Diskussionspapiere* 11/2003, Leipzig.
- Tietenberg, T. 2003. The Tradable Permits Approach to Protecting the Commons: What Have we Learned? *Oxford Review of Economic Policy* 19 (3), 400-419.
- Tietenberg, T. 2002. The Tradable Permits Approach to Protecting the Commons: What Have we Learned? *Fondazione Eni Enrico Mattei, Social Science Research Network Electronic Paper Collection*. http://www.feem.it/web/attiv/_attiv.html (Zugriff am 18.11.2007)
- Tietenberg, T. 1995. Tradable permits for pollution control emission location matters: What have we learned? *Environmental and Resource Economics* 5 (2), 95-113.
- Tietenberg, T. 1990. Economic instruments for environmental regulation. *Oxford Review of Economic Policy* 6 (1), 17-33.
- Tognelli, M.F. 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation* 125 (3), 409-417.
- Trautner, J.; Kockelke, K.; Lambrecht, H. & Mayer, J. 2006. *Geschützte Arten in Planungs- und Zulassungsverfahren*. Books on Demand GmbH, Norderstedt.
- Tschirch, W. 1996. Gefährdungen durch Schadstoffe. In: *Landesamt für Umwelt und Geologie* (Hrsg.), 62-63.
- Turner, K. 1999. Environmental and ecological economics perspectives. In: van den Bergh, J.C.J.M. (Hrsg.), 1001–1036.
- Uganda Wildlife Authority. 2006. <http://www.uwa.or.ug/tariffs.htm> (Zugang am 08.03.06)
- Unnerstall, H. 2004. Aktuelle und zukünftige Instrumente des Naturschutzes, *UFZ-Diskussionspapier* 13, Leipzig.
- Vanclay, J. K. 1999. On the nature of keystone species. *Conservation Ecology* 3(1). (online)
- van den Bergh, J.C.J.M. 1999. *Handbook of environmental and resource economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- van Huyelenbroek, G. & Whitby, M., 1999. *Countryside Stewardship: Farmers, Policies and Markets*. Pergamon, Oxford.

- van Jaarsfeld, A.S.; Freitag, S.; Chown, S.L.; Muller, C.; Koch, S.; Hull, H.; Bellamy, C.; Kruger, M.; Endrody-Younga, S.; Mansell, M. W. & Scholtz, C.H. 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279, 2106-2108.
- Vedung, E. & van der Doelen, F.C.J. 2006. Sermon: Information Programs in the Public Policy Process – Choice, Effects and Evaluation. In: Bemelmans-Videc, M-L.-Rist, R.C. & Vedung, E. (Hrsg.), 103-128.
- Vickery, J.A., Watkinson, A.R. and Sutherland, W.J. 1994. The solution to the brent goose problem: An economic analysis. *Journal of Applied Ecology* 31, 371-382.
- von Böventer, E. & Illing, G. 1997. Einführung in die Mikroökonomie. Oldenburg, München Wien.
- Vessby, K.; Soderstrom, B.; Glimskar, A. & Svensson, B. 2002. Species-richness correlation of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation Biology* 16, 430-439.
- Vogel, J.H. 1997. The Successful Use of Economic Instruments to Foster Sustainable Use of Biodiversity: Six Case Studies from Latin America and the Caribbean. *Biopolicy* 2, 1-48.
- Vogel, K.; Vogel, B.; Rothhaupt, G. & Gottschalk, E. 1996. Einsatz von Zielarten im Naturschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28 (6), 179-184.
- Wachter, T.; Lüttmann, J. & Müller-Pfannenstiel, K. 2004. Berücksichtigung von geschützten Arten bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Umsetzung des Artenschutzes nach nationalem und europäischem Recht. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36 (12), 371-377.
- Walker, B.H. 1992. Biological and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6, 18-23.
- Wätzold, F. & Drechsler, M. 2005. Spatially uniform versus spatially heterogeneous compensation payments for biodiversity-enhancing land-use measures. *Environmental and Resource Economics* 31 (1), 73-93.
- Wätzold, F. & Schwerdtner, K. 2005. Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy. *Biological Conservation* 123, 227-338.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung. 1999. Globale Umweltveränderungen. Welt im Wandel. Umwelt und Ethik. Sondergutachten, Metropolis-Verlag Marburg.
- Williams, P. & Humphries, C. 1994. Biodiversity, taxonomic relatedness and endemism in conservation. In: Forey, P. L., Humphries, C.J. & Vane-Wright, R. I. (Hrsg), 1-14.
- Wilcove, D.S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A. & Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48, 607–615.
- Williams, P.H.; Burgess, N.D. & Rahbek, C. 2000. Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation* 3, 349-260.
- Williamson, M. 1996. Biological invasions. Chapman & Hall, London.

- Williamson, O.E. 1998. Transaction cost economics: How it works, where it is headed. *De Economist* 146, 23-58.
- Williamson, O.E. 1999. Public and private bureaucracies: a transaction cost economic perspective. *Journal of Law, Economics and Organisation* 15, 306-341.
- Williams, N. 2004. Early birds. *Current Biology* 14 (15), 595-596.
- Williams, P.H.; Burgess, N.D. & Rahbeck, C. 2000. Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation* 3, 249-260.
- Wilcox, B.A. 1984. In situ conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements. In: McNeely, J.A. & Miller, K.R. (Hrsg.), 639-647.
- Wilson, D.C. 2004. Discourse analysis. FRAP Projektbericht, Leipzig. (unveröffentlicht).
- Wilson, E.O. 1997. *Der Wert der Vielfalt. Die Bedrohung des Artenreichtums und das Überleben des Menschen.* Piper München Zürich.
- Woodroffe, R.; Thirgood, S. & Rabinowitz, A. (Hrsg.), 2005. *People and Wildlife, conflict or coexistence?* Cambridge, Cambridge University Press.
- Wu, J.J. & Boggess, W. 1999. The optimal allocation of conservation funds. *Journal of Environmental Management* 38, 302-321.
- www.oekolandbau.de (Zugriff am 26.10.2006).
- Yoder, J. K., 2000. Damage abatement and compensation programs as incentives for wildlife management on private land. In: Clark, L., (Hrsg.), 17-28.
- Yom-Tov, Y.; Ashkenazi, S. & Viner, O. 1994. Cattle predation by the Golden Jackal *Canis aureus* in the Golan Heights, Israel. *Biological Conservation* 73, 19-22.
- Zehlius-Eckert, W. 2001. *Möglichkeiten und Grenzen der repräsentativen Auswahl von Arten im Naturschutz.* Dissertation, Universität Stuttgart.
- Zimmermann, H. & Hansjürgens, B. 1993. Umweltpolitische Einordnung verschiedener Typen von Umweltgaben. In: Zimmermann, H. (Hrsg.), 1-34.
- Zimmermann, H. & Henke, K.D. 2001. *Finanzwissenschaft.* Verlag Franz Vahlen München.
- Zimmermann, H. 1993. *Umweltabgaben: Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung, Reihe: Studien zum Umweltstaat, Bonn.* Economica Verlag.
- Zimmermann, H. 1984. Typen und Funktionsweisen ökonomischer Anreizinstrumente in der Umweltpolitik. In: Schneider, G. & Sprenger, R.U. (Hrsg.), 225-246.
- Zinke, O. 1996. Gefährdungsschwerpunkte und Verlustursachen aus der Todfundanalyse. In: In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg), 53-59.
- Zinke, O. & Striese, M. 1996. Verteilung der Gefährdungsstellen and Analyse von Einzelfällen. In: Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 59-62.
- Zinke, O. 1998. Fischotterverluste in der Westlausitz und angrenzenden Gebieten in den Jahren 1985 bis 1995. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 1, 103-104.

Zöphel, U.; Klenke, R. & Steffens, R. 1996. Strategien und Grundsätze des Fischotterschutzes in Sachsen. In: Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 64.

Zwirner, O. & Wittmer, H. 2004. Germany. In: Wilson, D.C. (Hrsg), 125-155.

Ehrenwörtliche Erklärung zu meiner Dissertation

Hiermit erkläre ich, dass ich die beigefügte Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel genutzt habe. Alle wörtlich oder inhaltlich übernommenen Stellen habe ich als solche gekennzeichnet.

Ich versichere außerdem, dass ich die beigefügte Dissertation nur in diesem und keinem anderen Promotionsverfahren eingereicht habe und, dass diesem Promotionsverfahren keine endgültig gescheiterten Promotionsverfahren vorausgegangen sind.

Bremen, den 13.11.2007

- seit 01/11/2007 **Wissenschaftliche Mitarbeiterin** am Zentrum für Marine Tropenökologie Bremen, Abteilung Soziale Systeme
- 02/2003 – 05/2007 **Wissenschaftliche Mitarbeiterin** am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung Halle-Leipzig, Department Ökonomie
- seit 07/06/2005 **Doktorandin** an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- 1996 – 2002 **Studium** „Landschaftsökologie und Naturschutz“ an der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
- Schwerdtner, K.** & Gruber, B.
„A conceptual framework for damage compensation schemes“
“Conference on the management of conflicts between wildlife and human resource use“, Leipzig, 2006.
- Schwerdtner, K.**, Gruber, B., Valentin, A. & Klenke, R.
“Otters and fish farms in Saxony: Fish losses and damage compensation“
Sechste Internationale Konferenz der Europäischen Gesellschaft für Ökologische Ökonomie in Lissabon, 2005.
- Myšiak, J., **Schwerdtner, K.** & Ring, I.
“Comparative Analysis of the Conflicts between Carp Pond Farming and the Protection of Otters (Lutra Lutra) in Upper Lusatia and South Bohemia“
Sechste jährliche BIOECON Konferenz in Cambridge, 2004.
- Kurse
„Economic valuation of the environment“ by Prof. Dr. M. Hanemann, University of Valencia, Faculty of Economics, May 2006