Ulrich Hampicke, Achim Schäfer

Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auwalds Isarmündung

Schriftenreihe des IÖW 117/97

i | ö | w
INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Ulrich Hampicke, Achim Schäfer

Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auwalds Isarmündung

Schriftenreihe des IÖW 117/97

Gutachten im Auftrag des Gräflichen Forstamtes Moos

Berlin 1997
ISBN 3-932092-16-3

Vorwort zur Veröffentlichung in der Schriftenreihe des IÖW

Das vorliegende Gutachten entstand im Sommer 1993 und wurde im selben Jahr den Auftraggebern abgeliefert. Eine Veröffentlichung, nunmehr über drei Jahre später, durch das IÖW verlangt einige einführende Sätze, die sich auf drei Dinge beziehen müssen: (1) den allgemeinen Problemhintergrund und die Vorgeschichte, (2) den Inhalt der Studie und (3) die reale Entwicklung in den letzten drei Jahren.

(1) Ein großes privates bayerisch-österreichisches Forstunternehmen, die Gräflich ARCO-Zinnebergschen Verwaltungen in Moos bei Plattling, besaß im Jahre 1993 mehrere hundert Hektar des Auwaldes an der Mündung der Isar in die Donau. Der ökologische Wert des Gebietes ist im Abschnitt 2 der Studie ausführlich beschrieben. In wirtschaftlicher Sicht war dieser Besitz jedoch für den Eigentümer schon seit langem keine reine Segnung mehr, da sich Konflikte angehäuft hatten. Die intensive Pappelkultur im Auwald wurde vom Naturschutz verständlicherweise nicht sehr geschätzt. Nicht nur von dort wurden jedoch Ansinnen an die Eigentümer gestellt, die, so gut begründet sie fachlich waren, wirtschaftlich untragbare Folgen für jene gehabt hätten. Auch andere Interessen, wie besonders die Wasserversorgung, standen forstlichen Wirtschaftszielen entgegen. Schließlich wußte man 1993 noch weniger als heute, welche Folgen die medienbekannten Schiffbarmachungsprojekte der Donau zwischen Straubing und Vilshofen für den Auwald haben würden.

Die Folge all dessen war, daß sich das Unternehmen von dem Auwald trennen wollte. Es schlug der Bayerischen Staatsforstverwaltung vor, ihn gegen ein wertgleiches Forstrevier in der Umgebung in bisher staatlichem Besitz, in welchem die genannten Konflikte nicht oder nur in weitaus geringerem Maße als im Auwald bestehen, zu tauschen. Es bot sich ein "Ringtausch" an, in welchem der Auwald einem geeigneten Träger überlassen würde, welcher dort ungestört nur noch Naturschutzziele verfolgen könnte. Dieser Träger müßte seinerseits die Staatsforstverwaltung schadlos halten, welchen einen Teil ihres Besitzes an das Gräfliche Forstunternehmen abtreten würde.

Ein solches Geschäft hatte es in Bayern in dieser Größenordnung noch nie gegeben, was als Begründung fast ausgereicht hätte, um es auch diesmal als undurchführbar einzustufen. Die Staatsforstverwaltung trennt sich nur höchst ungern von Teilen ihres Besitzes. Sollte die Transaktion überhaupt erwogen werden, so bestand natürlich als Mindestvoraussetzung das Bedürfnis nach einer *Bewertung* des Auwaldes. Nur auf diese Weise konnte ein wertgleiches Tauschobjekt identifiziert werden.

Nun ist die Bewertung forstlicher Liegenschaften an sich kein besonderes Problem. In kleineren Fällen ist sie eine Routineangelegenheit, bei welcher einschlägige Richtlinien des Bundes, gegebenenfalls ergänzt durch Ländervorschriften, zur Anwendung kommen. Auch bei großen Bewertungsobjekten einigt man sich auf der Grundlage der bestehenden Richtlinien; sehr ungewöhnlich ist es, Personen (wie uns), die nicht forstliche Bewertungspraktiker sind, in solchen Fällen überhaupt hinzuzuziehen.

Es gab im vorliegenden jedoch zwei besondere Probleme: Wie die späteren Rechnungen bestätigten, ahnte das Gräfliche Forstamt richtig, daß man den amtlichen forstlichen Bewertungsrichtlinien, schon wenn man nur über seinen Geldbeutel wacht, nicht in jedem Falle trauen sollte. Von Teilen der wissenschaftlichen Forstökonomie ohnehin mit Recht kritisiert, wurden diese Richtlinien vor allem für kleinere Entschädigungsfälle ersonnen, und wer z.B. zwei Hektar 70-jährige Fichten für ein Straßenbauvorhaben abtreten muß, der kann sicher sein, nach ihnen mindestens angemessen, in der Regel sogar großzügig entschädigt zu werden. Ob die Richtlinien aber zu einer fairen *vergleichenden* Bewertung zweier großer Objekte mit unterschiedlichen Baumarten und unterschiedlicher Alterszusammensetzung führen, ist zweifelhaft. Wie erwähnt, wurden die Zweifel bestätigt.

Zum zweiten war die Tatsache zu berücksichtigen, daß der Wert des Auwaldes offensichtlich nicht allein in seinem Holzproduktionspotential besteht. Dies gilt zwar für jeden Wald, jedoch für den Auwald in besonders eklatantem Maße. Wenn im Jahre 1993 der Naturschutz die forstliche Bewirtschaftung finanziell höchst folgenreich einzuschränken bestrebt war, ja am liebsten die Pappelkultur ganz aus dem Gebiet verdrängt hätte, dann äußerte er damit eine *implizite* monetäre Bewertung des Naturschutzziels: Dieses rechtfertigte zumindest in der subjektiven Sicht des Naturschutzes, auf die Erträge aus der Pappelpflanzung zu verzichten, war also *mindestens* so viel wert. Nach unserer Ansicht ist diese Bewertung des Naturschutzes nicht so subjektiv, wie es scheinen mag, vielmehr artikuliert sie fundamentale gesellschaftliche Verpflichtungen zum Erhalt der Artenvielfalt für künftige Generationen. Und als das Tauschgeschäft damals anvisiert wurde, mußte man sich auch sagen: Sollte es, ungewöhnlich wie es war, zustande kommen, dann doch nur deshalb, weil auch die Tauschpartner, darunter die Staatsforstverwaltung, in dem Auwald ein Objekt sahen, welches einen Wert jenseits der normalen forstlichen Maßstäbe besitzt. Für einen Tausch zweier allein forstlich zu beurteilender Objekte bestand überhaupt kein Anlaß. Daher hätten auch die Tauschpartner ein Interesse an der Höhe des "Ökologischen Wertes" oder "Naturschutzwertes" des Auwaldes haben müssen, soweit er sich in Geldeinheiten angeben läßt.

Das Gräfliche Forstamt suchte also Experten, die sich zutrauten, den *Ökologischen Wert* des Auwaldes monetär zu beziffern, um diesen Wert beim eventuellen Tausch geltend zu machen. Es ist das legitime Recht jedes Verkäufers, sein Eigentum möglichst günstig zu veräußern und nichts zu verschenken. Nachdem kein angefragtes forstwissenschaftliches Institut in Deutschland ein solches Gutachten durchführen wollte, trat das Forstamt an uns heran. Wir hatten zwar dieselben Bedenken, wie sie wohl auch die Forstökonomen geäußert hatten, meinten aber, daß wer nicht wagt, auch nicht gewinnt; die Wissenschaft wird keine Fortschritte machen, wenn niemand bereit ist, wegloses Gelände zu erkunden. Wir klärten, was man bei einem solchen Problem erreichen kann und was nicht, stellten einen Plan auf und machten uns, nachdem er akzeptiert wurde, an die Arbeit.

(2) Das Gutachten gliedert sich neben der kurzen Einleitung in drei Hauptteile. Das mit geringen Ergänzungen modifizierte Kapitel 2 beschreibt den Auwald in ökologischer Sicht und hebt die ihn kennzeichnenden Qualitäten hervor, die ihn für Standorte an deutschen Voralpenflüssen einmalig machen, wie seine nach wie vor lebhafte Wasserstandsdynamik und sein

Reichtum an seltenen, teils in Deutschland nur hier zu findenden Tier- und Pflanzenarten. Bei der inzwischen eingetretenen Knappheit an ökologischer Vielfalt verdient ein derartiger "Spitzenbiotop" ohne Zweifel, als Vorrangfläche für den Naturschutz angesehen und von nutzungsbedingten Belastungen befreit zu werden. An dieser Stelle sei auf zwei Veröffentlichungen des Bayerischen Landesamtes hingewiesen, welche erst nach Abschluß unseres Gutachtens publiziert wurden. Zum einen handelt es sich um die (auch im Gutachten zitierte) "Ökologische Zustandserfassung der Flußauen an Iller, Lech, Isar, Inn, Salzach und Donau und ihre Unterschutzstellung", welche die verschiedenen Einzelberichte in übersichtlicher Form in einem Gesamtbericht repräsentiert (BIRKEL & MAYER 1992). Eine weitere Publikation befaßt sich schwerpunktmäßig mit der Landschaftsentwicklung in Flußgebieten. Wegen des engen Bezuges zum vorliegenden Gutachten ist insbesondere auf die Literaturstudie über die "Auswirkungen von Flußstaustufen auf Natur und Umwelt" (DIEPOLDER & FOECKLER 1994) sowie zu Situation und Leistungsmöglichkeiten naturnaher Auwälder mit nicht alpinem Abflußregime (BÜRGER 1994) hinzuweisen.

Das Kapitel 3 widmet sich der heiklen Aufgabe der Ermittlung des Ökologischen Wertes. In der Tat gilt es nicht, einen Wert punktförmig zu "ermitteln", sondern durch Heranziehung aller verfügbaren Informationen, durch Analogieschlüsse aus vergleichbaren Fällen, durch die Aufdeckung impliziter Bewertungen und Auswertung von Expertenmeinungen ein Intervall einzugrenzen, in welchem er mit höchster Wahrscheinlichkeit zu suchen ist. Da die verfügbaren Forschungsressourcen eine empirische Felduntersuchung, wie etwa eine Bevölkerungsbefragung oder eine Reisekostenstudie, ausschlossen, mußte aus allen bereits vorhandenen Informationen ein Maximum an plausiblen Schlüssen extrahiert werden. Es wurden drei voneinander unabhängige Ansätze gewählt, deren Ergebnisse in der Tat konvergierten:

- Es wurden alle zur damaligen Zeit uns bekannten Zahlungsbereitschaftsstudien (Contingent Valuation und Travel Cost Method) über Tier- und Pflanzenarten, interessante Biotope sowie den Naturschutz im allgemeinen tabellarisch zusammengestellt und ausgewertet. Nach reiflicher Diskussion und dem Verwurf einiger ungeeigneter Ansätze erwies es sich als am plausibelsten, von Erkenntnissen über die allgemeine Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Naturschutz auszugehen und diese mit Budgetierungen über eine optimale, das heißt Naturschutzziele maximierende Verwendung des hypothetischen Aufkommens zu verbinden. Zwar sind viele Naturschützer für ihre Zerstrittenheit hinsichtlich der Rangordnung von Zielen bekannt - jeder favorisiert sein Lieblingstier -, dennoch werden die besonnen und abwägungsfähigen unter ihnen in der Lage sein zu sagen, wie ein hypothetisches Naturschutzbudget von X Milliarden DM pro Jahr (der geschätzten Zahlungsbereitschaft) ungefähr am zielführendsten auf verschiedene Biotoptypen aufgeteilt werden sollte. Es ist ausgeschlossen, daß ein Spitzenbiotop wie der Auwald Isarmündung bei dieser Prozedur leer ausgehen sollte; wir haben äußerst vorsichtig und mehrfach abrundend einen Anteil von mindestens DM 1.000 pro Hektar geschätzt. Die 1993 begonnene Sammlung von Zahlungsbereitschaftsstudien haben wir inzwischen fortgeführt, erweiterte und kommentierte Zusammenstellungen finden sich in GEISENDORF et al. (1996) und HAMPICKE (1996); in DEGENHARDT & GRONEMANN (Diss. Kassel 1997, in Vorbereitung) wird eine Meta-Analyse aller weltweit greifbaren Contingent Valuations unter bestimmten Fragestellungen vorgelegt werden.

- Zweitens wurde die staatliche Nachfrage nach Naturschutz, ausgedrückt in ihrer Förderbereitschaft für naturschutzgerechte Wirtschaftsweisen in Land- und Forstwirtschaft, untersucht. Da die umfassende und vereinheitlichende EU-Verordnung VO(EWG) 2078/92 noch nicht in Kraft war, stützten wir uns auf Länderprogramme und Einzelvereinbarungen im Vertragsnaturschutz. Das staatliche Förderwesen für naturschutzgerechte Bewirtschaftung und Landschaftspflege war und ist noch im Aufbau, so daß nicht erwartet werden kann, daß ein in sich konsistentes und alle Biotoptypen abdeckendes System in Betrieb ist. Wäre dies der Fall, dann wären auch Fördermittel für einen wertvollen Auwald vorhanden. Man darf aber fragen, welchen Betrag der Staat für einen solchen Auwald vorsehen würde, wenn er ein bestimmtes Gesamtbudget besäße und dies maximal zielführend und konsistent aufteilen würde. Es wäre z.B. nicht konsistent, für Ackerrandstreifen zum Schutz der Feldflora und -fauna bis zu DM 1.000 pro ha und Jahr aufzuwenden, für einen einmaligen Auwald jedoch gar nichts. Die Aufdeckung der impliziten Bewertung durch den Staat und die Prüfung seines Naturschutzbudgets auf innere Konsistenz könnten heute sehr viel detaillierter durchgeführt werden (zum Material vgl. PLANKL 1995 für die Landwirtschaft und MOOG 1992 für die Forstwirtschaft), würden aber wohl zu einem ähnlichen Ergebnis wie schon 1993 führen. Es ist unwahrscheinlich, daß ein zielmaximierendes staatliches Naturschutzbudget heutiger Gesamthöhe den Auwald Isarmündung mit weniger als DM 1.000 pro ha und Jahr bedächte. Damit würde die - gleichwohl nach Effizienzaspekten korrigierte - staatliche Zahlungsbereitschaft für die Naturschutzleistungen des Auwaldes Isarmündung in derselben Höhe wie die allgemeine Zahlungsbereitschaft liegen. Natürlich sind DM 1.000 pro ha und Jahr viel im Vergleich etwa zur üblichen (und oft nach Kostengesichtspunkten unzureichenden, vgl. BERGER & ROTH 1994) Extensivierungsförderung im Grünland. Wir fühlen uns aber bestätigt durch neue Ergebnisse: Ganz andere, aber hinsichtlich ihres Naturschutzwertes dem Auwald ebenbürtige Biotope, wie die Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb, verlangen etwa DM 1.000 pro ha und Jahr, und es herrscht in den zuständigen staatlichen Stellen Einvernehmen, daß diese Summe gewährt werden soll (vgl. TAMPE & HAMPICKE 1995 sowie die anderen Beiträge in BEINLICH & PLACHTER 1995).

- Drittens wurde eine Stichprobe von knapp 120 ökologischen Experten aus Süddeutschland, Österreich und der Schweiz über ihre Meinung hinsichtlich der Bedeutung des Auwaldes befragt, ferner über ihre eigene Zahlungsbereitschaft sowie darüber, in welcher Höhe der Staat ihrer Meinung nach einen Spitzenbiotop wie den Auwald Isarmündung fördern sollte. Wieder lag das durchschnittliche Ergebnis bei über DM 1.000 pro ha und Jahr.

Zusammengefaßt besteht die Methode der Wertermittlung darin, in Ermangelung eines "harten" Datums mehrere "weiche" *unabhängig voneinander* heranzuziehen. Hätten diese Ergebnisse divergiert, so wäre unsere Folgerung gewesen, daß es sinnlos ist, einen Ökologischen Wert für den Auwald Isarmündung anzugeben. Sie konvergieren jedoch in auffälligem Maße, was uns resümieren läßt: Wenn die Methode des Analogieschlusses und der Analyse impliziter Bewertungen überhaupt als sinnvoll erachtet wird (unserer Meinung nach sollte sie es), dann ist ein *nachfrageorientierter* ökologischer Wert im Bereich von DM 1.000 pro ha und Jahr besser begründet als jeder davon abweichende.

Im Kapitel 4 wird der Auwald zunächst nach den gültigen forstlichen Richtlinien und sodann nach rein finanzmathematischem Ansatz bei Unterstellung mehrerer alternativer Kalkulationszinssätze bewertet. Der letztere Ansatz ist in der Forstökonomie auch als "Bodenreinertragserlehre" bekannt und wird dort seit Jahrzehnten weitgehend abgelehnt, weil er unter anderem den forstlichen und auch ökologischen Gegebenheiten zuwenig Rechnung trage; er gilt sozusagen als "kalter", seelenloser Geschäftskalkül, der dem lebendigen Wald nur fremd sein könne. Es ist paradox, daß wir als engagierte Naturschutz-Ökonomen ihn anwenden, weil er als einziger eine klare, nachvollziehbare theoretische Basis besitzt, was man von den forstlichen Bewertungskonventionen nicht sagen kann, wie unter der Hand auch jeder zugibt. Natürlich ist der finanzmathematische Ansatz auch der, welcher einen Käufer oder Verkäufer eines Waldes interessiert, denn er allein weist klar aus, welche Erträgnisse ein Wald in Zukunft erbringen wird und wie diese je nach Kalkulationszinssatz in einem Barwert wiederzugeben sind.

Die Rechnungen bestätigten unseren Verdacht, daß die Bewertungskonventionen - konkret die Waldwertermittlungsrichtlinien 1991 (WaldR 91) des Bundesfinanzministeriums - die Pappel im Vergleich zur Fichte und zu Hartholz-Laubbaumarten geradezu extrem unfair abwertet, indem - theoretisch völlig unerklärlicherweise - die künftigen Erlöse aus der Fichte *implizit* mit etwa 2% p.a. auf heute abdiskontiert werden und die künftigen Erlöse aus der Pappel mit 4% p.a. Das muß den Barwert insbesondere eines jüngeren Fichtenbestandes im Vergleich zur Pappel gewaltig aufblähen. Außerdem berücksichtigen die Richtlinien nicht die Barwerte der Folgenutzungen, was bei der Fichte angehen mag, bei der kurzlebigen Pappel jedoch ebenfalls zu einem Fehler führt. Beide Fehler werden dann zwar durch die Berücksichtigung des Bodenwertes leidlich korrigiert, so daß konventionelle und finanzmathematische Bewertung bei einem Kalkulationszinssatz von 2% p.a. im vorliegenden Fall wieder konvergieren. Dies muß jedoch nicht immer eintreten, so daß man nur raten kann, sich insbesondere bei größeren Objekten nicht auf die Bewertungskonventionen zu verlassen.

Der im Kapitel 3 als Stromgröße vorgeschlagene ökologische Wert von DM 1.000 pro ha und Jahr wird im Kapitel 4 in einen Barwert transformiert, wobei Annahmen über das künftige Nutzungsprofil und die "Restlaufzeit" der Pappelkultur eine Rolle spielen, denn die DM 1.000 pro ha und Jahr sind für eine pappelfreie, ungenutzte Fläche definiert. Wie in Tabelle 27 ausgewiesen, werden am Schluß alle gefundenen Werte des Waldes aggregiert.

(3) Die Geschichte nach Abschluß des Gutachtens (1993) bis heute ist schnell erzählt, was das Ergebnis betrifft: der Tausch wurde beschlossen, das Gräfliche Forstamt bewirtschaftet nun ein ehemals staatliches Fichtenrevier in der Nähe, die Pappeln sind gefällt, und der Auwald - nun großenteils dem Landkreis Deggendorf gehörig - kann vollständig dem Naturschutz zugeführt werden. Das beste wäre wohl, auf großen Flächen überhaupt nichts zu tun. Das Gebiet wird vom Bund als Großprojekt von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung gefördert. Ob alle Früchte geerntet werden können, hängt allerdings immer noch vom weiteren Schicksal der Donau ab; Stauhaltungen, Eingriffe in den Grundwasserstand und die Zerstörung der alten, mit teils einmaliger Vegetation bewachsenen Hochwasserdeiche können viel von dem,

was durch einen vernünftigen Tausch zwischen Privat- und Staatswald erreicht wurde, wieder in Frage stellen.

Die genauen Konditionen des Abschlusses sind uns nicht bekannt und sind auch nicht alle für die Öffentlichkeit bestimmt. Jede ex ante-Wertermittlung einer Partei wie die auf Grund unseres Gutachtens dient in einem solchen Fall als Einstieg in die Verhandlungen, in denen man sich dann schrittweise näher kommt. Wir wissen nur, daß sich die staatliche Seite zunächst auf das Strikteste geweigert hat, den von uns ermittelten Ökologischen Wert des Auwaldes als Entscheidungsgrundlage heranzuziehen. Das zu begründen, konnte ihr nicht schwerfallen, ist doch eine solche Größe in offiziellen Bewertungsrichtlinien nicht vorgesehen. Man hat wohl auch einen Präzedenzfall befürchtet und daß von nun ab jeder mit einem solchen Argument auftritt. Der Tausch wäre aber wohl nicht beschlossen worden, wenn nicht beide Seiten zufriedengestellt worden wären. Da wir kaum annehmen, daß die Verkäufer des Auwaldes die ökologischen Argumente dabei preiszugeben gewillt waren, vermuten wir wohl richtig, daß der Ökologische Wert indirekt berücksichtigt wurde; er läßt sich leicht, ohne ihn zu nennen, in andere Wertpositionen einfügen. Natürlich ist das Gutachten im Nachhinein Verbänden und Behörden zugänglich gemacht worden, und man vernimmt mit Genugtuung, daß die Einstellung hoher Behörden gegenüber dem Begriff des Ökologischen Wertes zunehmend aufgeschlossener wird.

Ein Grund für die anfängliche Ablehnung mag in der folgenden, sehr wichtigen Überlegung bestehen: Man kann, ohne unsere Berechnungen ökonomisch-fachlich anzuzweifeln, der Auffassung sein, daß der ökologische Wert aus rechtlichen Gründen nicht Bestandteil der Verhandlungen sein darf, weil sein bisheriger Eigentümer keinen Anspruch darauf habe, ihn bei der Veräußerung einzulösen. Man kann meinen, daß, anders als der Holzbestand und der Bodenwert, die besonderen Naturschutzqualitäten eines solchen Biotops immer schon der Allgemeinheit und nicht dem Grundbesitzer gehörten, und was einem nicht gehört, kann man auch nicht verkaufen. Diese Interpretation steht unter anderem hinter oft erhobenen Forderung an die Grundbesitzer, ökologisch wertvolle Biotope auf der Basis der Sozialpflichtigkeit des Eigentums nach Artikel 14, Absatz 2 GG ohne Entgelt für Nutzungseinbußen zu erhalten.

In dieser fundamentalen eigentums- und letztlich verfassungsrechtlichen Frage sind wir nicht juristisch kompetent und hätten wir uns, selbst wenn wir kompetent wären, im Gutachten aus Gründen der Neutralität nicht geäußert. Wir haben rein ökonomisch den Ökologischen Wert auf Grund der nach ihm geäußerten Nachfrage seitens der Allgemeinheit, des Staates und besonderer Experten ermittelt. Nun aus der Distanz ist aber zu sagen, daß, was immer die fachjuristischen Argumente sein mögen, alle Erwägungen hinsichtlich Zumutbarkeit, Finanzierbarkeit und Umsetzungsaussichten und damit alle politische Vernunft dafür sprechen, Land- und Forstwirten weitestgehende Verfügungsrechte auch über ihre ökologischen Ressourcen zuzugestehen. Nur dann wird ihr Interesse geweckt, über die Produkterzeugung hinaus auch ökologische Anliegen, wie die Artenvielfalt, zu den ihren zu machen. Auch ist leicht zu zeigen, daß dies finanziell keinem Nicht-Landwirt oder Nicht-Forstwirt wehtut, näheres hierzu in HAMPICKE (1996).

Für den Naturschutz ist durch den Abschluß ein großer Erfolg erzielt worden. Auch wenn von ihm weniger Notiz genommen wurde, zählt er bedeutend mehr als manches mit Pomp gefeierte Ereignis, etwa wenn ein Minister ein Häuschen im Nationalpark einweiht. Leider lassen sich selbst die namhaften Naturschutzverbände vom täglichen Zank in der Politik so absorbieren, daß solche wichtigen Weichenstellungen und Modellentscheidungen für die Zukunft an ihnen vorbeigehen. Wir sind nicht so vermessen zu meinen, daß der Abschluß nur durch unser Gutachten erreicht wurde. Vielleicht wurde er beeinflußt, vielleicht wäre er ohne unsere Rechnungen ähnlich erfolgt. Aber die Rechnungen haben versucht, einen bisher einmaligen Vorgang mit wissenschaftlichen Argumenten zu flankieren. Zumindest haben sie bewirkt, daß der Vorgang, wie hier dokumentiert, die interessierte Öffentlichkeit erreicht und als Modell für künftige Vorhaben dienen kann.

Der nachfolgende Text ist (bis auf geringfügige Änderungen im zweiten Kapitel) der unveränderte Wortlaut des Gutachtens; wir haben nachträgliche Änderungen nicht nur wegen der damit verbundenen technischen Probleme gemieden, sondern auch, weil ein älterer Text dadurch erfahrungsgemäß nie besser wird. Es fehlt der Anhang B mit über 50 Seiten Tabellen, in denen alle Einzelflächen des Waldes bewertet wurden.

Wir nehmen die Gelegenheit erneut wahr, dem Gräflichen Forstrat, Herrn W.-D. Radike für die außerordentlich angenehme Zusammenarbeit und alles Entgegenkommen zu danken, auch für die Erlaubnis zur vorliegenden Publikation. Wahrscheinlich wären wir ohne diese Begegnung nie auf das faszinierende Feld der Forstökonomie gestoßen. Wir haben diese Thematik inzwischen in unserer Forschungsarbeit und Lehre ausgebaut, haben weitere Kontakte knüpfen und Arbeiten anfertigen können und hoffen, einen kleinen Beitrag zur Einebnung des früher sprichwörtlichen Grabens zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz leisten zu können. Dem IÖW danken wir für das Interesse zur Publikation der Arbeit - Herr Meyerhoff ließ nie von seinem sanften, aber beharrlichen Drängen ab, bis wir uns endlich bequemten, den Text für die Veröffentlichung zu bearbeiten, und scheint zu wissen, daß man manche Menschen zur Wahrnehmung ihrer Interessen einfach zwingen muß.

Wer die Natur liebt und es einrichten kann, sollte dem Auwald Isarmündung einen Besuch abstatten, vorzugsweise außerhalb des Hochsommers wegen der Stechmücken. Er oder sie wird einen überwältigenden Eindruck vom Reichtum und der dynamischen Gewalt der Natur auch in unseren Breiten erhalten. Vielleicht gelingt es, die vergleichsweise winzigen Areale, in denen ihr dies erlaubt ist, im Laufe der Zeit wieder zu vergrößern.

Ulrich Hampicke und Achim Schäfer
Greifswald, April 1997

Literatur:

Beinlich, B. & H. Plachter (Hrsg.)(1995): Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. Karlsruhe, 517 S. Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg *83*.

Berger, W. & D. Roth, unter Mitarbeit von G. Marre, C. Winterot und C. Graf (1994): Kosten- und Preiskatalog für ökologische und landeskulturelle Leistungen im Agrarraum. Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen, Sonderheft 1994. Jena, nicht paginiert (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft).

Birkel, I. & A. Mayer (1992): Ökologische Zustandserfassung der Flußauen an Iller, Lech, Isar, Inn, Salzach und Donau und ihre Untersschutzstellung. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz H. 124, 102 S.

Bürger, A. (1994): Situation, Leistung und Entwicklungsmöglichkeiten naturnaher Auwälder und ihrer Standorte. Ein Vorstudie an den Fließgewässern Bayerns mit nicht alpinem Abflußregime. In: Landschaftsentwicklung in Flußgebieten. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. H. 130, S. 50-64.

Degenhardt, S. & S. Gronemann (1997, in Vorbereitung): Der Embedding-Effekt in der Contingent Valuation Method. Dissertation Kassel.

Diepolder, U. & F. Foeckler (1994): Literaturstudie über die "Auswirkungen von Flußstaustufen auf Natur und Umwelt". In: Landschaftsentwicklung in Flußgebieten. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. H. 130, S. 7-49.

Geisendorf, S., S. Gronemann, U. Hampicke & H. Immler (1996): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfaßbarkeit und Wertmessung. F&E-Vorhaben Nr. 101 03 165/02 im Auftrag des BMU/UBA. Kassel, 474 S.

Hampicke, U. (1996): Perspektiven umweltökonomischer Instrumente in der Forstwirtschaft insbesondere zur Honorierung ökologischer Leistungen. Stuttgart (Metzler-Poeschel), 157 S. Materialien zur Umweltforschung *27*, hrsgg. vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen.

Moog, M. & H.D. Brabänder (1992): Vertragsnaturschutz in der Forstwirtschaft. Schriften zur Forstökonommie Bd. 3. (Sauerländer) Frankfurt, 199 S.

Plankl, R. (1995): Synopse zu den umweltgerechten und den natürlichen Lebensraum schützenden landwirtschaftlichen Produktionsverfahren als flankierende Maßnahmen zur Agrarreform. Tabellarische Übersicht über die einzelnen Umweltprogramme nach VO(EWG) 2078/92. Arbeitsbericht *1/1995* aus dem Institut für Strukturforschung der Bundesanstalt für Landwirtschaft (FAL). Braunschweig, 2. Aufl., 129 S.

Tampe, K. & U. Hampicke (1995): Ökonomik der Erhaltung bzw. Restitution der Kalkmagerrasen und des mageren Wirtschaftsgrünlandes durch naturschutzkonforme Nutzung. In Beinlich & Plachter (Hrsg.); S. 361-389.

Inhalt

Seite

1	**Einleitung**	1
2	**Der Auwald Isarmündung in ökologischer Sicht**	4
2.1	Begriffliche und räumliche Abgrenzung von Auen	4
2.2	Zur Situation der Auen in der Bundesrepublik Deutschland	7
2.3	Zur Situation der Auen in Bayern	9
2.3.1	Zur Situation der Auwälder an den bayerischen Alpenflüssen	12
2.3.2	Ergebnisse der ökologischen Zustandserfassung von Flußauen an den bayerischen Alpenflüssen	14
2.3.3	Kurze Diskussion der Ergebnisse	16
2.3.4	Übersicht über die letzten verbliebenen rezenten bayerischen Auwälder	18
2.4	Die ökologische Bedeutung des Isarmündungsgebietes	21
2.4.1	Allgemeine Beschreibung des Isarmündungsgebietes	21
2.4.2	Die ökologischen Besonderheiten des Isarmündungsgebietes	23
2.4.3	Wasserstandsdynamik	24
2.4.4	Biogeographische Situation	26
2.4.5	Tier- und Pflanzenwelt	27
2.4.6	Entwicklungsfähigkeit	32
2.5	Ökologischer Rahmen: Zusammenfassung	34
3	**Bewertung ökologischer Ressourcen**	36
3.1	Ziele der ökonomischen Bewertung	36
3.2	Übersicht über Bewertungsansätze	37
3.3	Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung	38
3.3.1	Methoden der Ermittlung	38
3.3.2	Studien über den Erholungswert des Waldes	39
3.3.3	Zahlungsbereitschaft für Jagd und Sportfischerei	43
3.3.4	Zahlungsbereitschaft für den Schutz einzelner gefährdeter Arten	44
3.3.5	Zahlungsbereitschaft für den Erhalt wertvoller Biotope	49
3.3.6	Zahlungsbereitschaft für Natur, Artenschutz und Landschaft im allgemeinen	51
3.3.7	Ableitung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Auwald Isarmündung aus allgemeinen Daten	54
3.4	Zahlungsbereitschaft des Staates	55
3.4.1	Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft und der offenen Landschaft	55
3.4.2	Maßnahmen im Bereich der Forstwirtschaft	60
3.4.3	Expertenbefragung	63
3.5	Schlußfolgerung für den ökologischen Wert des Auwalds Isarmündung	64

4	**Bewertung des Auwalds Isarmündung**	67
4.1	Methodische Ansätze	67
4.2	Flächenbilanz	67
4.3	Bewertung nach der Waldwertermittlungsrichtlinie des Bundes (WaldR 91)	68
4.4	Finanzmathematische Bewertung	73
4.4.1	Grundlagen	73
4.4.2	Gegenwartswert einer Forstkultur am Beispiel der Pappel (U = 30)	74
4.4.3	Interne Zinssätze und die Probleme des Kalkulationszinssatzes	77
4.4.4	Ergebnisse der finanzmathematischen Rechnungen	84
4.5	Herleitung des ökologischen Wertes	85
4.6	Ergebnisse der Bewertung im Vergleich und Folgerungen	87
4.6.1	Zur Korrekturbedürftigkeit der forstlichen Bewertung	87
4.6.2	Voraussehbare Probleme beim Vergleich mit dem Wert des Tauschobjektes	91

Literatur

Anhang A: Ergebnisse der schriftlichen Befragung

Tabellen

		Seite
Tabelle 1:	Bedeutende rezente Auengebiete größerer Ströme in der Bundesrepublik Deutschland	8
Tabelle 2:	Übersicht über die größten bayerischen Flußauen	10
Tabelle 3:	Nutzungsverteilung und ökologische Bewertung der Auwälder an den bayerischen Alpenflüssen	15
Tabelle 4:	Nutzungsverteilung und ökologische Bewertung der Auwälder an der Donau zwischen Ulm und Deggendorf	19
Tabelle 5:	Arteninventar bei Farn- und Blütenpflanzen im Isarmündungsgebiet sowie Anteil von "Rote-Listen-Arten"	28
Tabelle 6:	Arteninventar des Isarmündungsgebietes bei unterschiedlichen Tiergruppen und Anteil von "Rote-Listen-Arten"	32
Tabelle 7:	Erkenntnisziele und Methoden bisheriger Studien zur Naturbewertung	40
Tabelle 8:	Studien über den Erholungswert des Waldes	41
Tabelle 9:	Studien über die Zahlungsbereitschaft für Jagd und Sportfischerei	43
Tabelle 10:	Studien über die Zahlungsbereitschaft für den Schutz einzelner Tierarten	45
Tabelle 11:	Studien über die Zahlungsbereitschaft für Erlebnisse in wertvollen Biotopen und Landschaften sowie ihren Erhalt	50
Tabelle 12:	Studien über die Zahlungsbereitschaft für Arten- und Biotopschutz und Landschaftserhalt	52
Tabelle 13:	Haushaltsansätze der "alten" Bundesländer 1990 für Naturschutz und Landschaftspflege	56
Tabelle 14:	Fördersätze in der Landwirtschaft als Maß für die Zahlungsbereitschaft des Staates für den Naturschutz (kleine Auswahl)	59
Tabelle 15:	Entschädigungszahlungen für Nutzungsbeschränkungen auf Waldflächen	62
Tabelle 16:	Flächenbilanz Auwald Isarmündung	68
Tabelle 17:	Bodenwerte	69
Tabelle 18:	Basisdaten zu den bewerteten Baumarten	70
Tabelle 19:	Wert des Auwalds Isarmündung nach WaldR 91	71
Tabelle 20:	Waldwertermittlung gem. Gräflichem Forstamt	72
Tabelle 21:	Produktionsverfahren "Pappel, neue Sorten, 30-jähriger Umtrieb"	74
Tabelle 22:	Barwert einer Pappelgeneration zum Zeitpunkt der Begründung	75
Tabelle 23:	Barwert einer Pappelgeneration im Alter 15	76
Tabelle 24:	Interne Zinssätze der untersuchten Baumarten	80
Tabelle 25:	Ergebnisse der finanzmathematischen Bewertung	84
Tabelle 26:	Bandbreite des ökologischen Wertes	86
Tabelle 27:	Gesamtübersicht Auwald Isarmündung	90

Abbildungen

Abbildung 1:	Schematischer Querschnitt der Auenvegetation eines Voralpenflusses	5
Abbildung 2:	Verbreitung von Flußauen an Bayerns Flüssen	11
Abbildung 3:	Implizite Diskontsätze bei der Bewertung nicht hiebreifer Bestände von Pappel und Fichte durch Alterswertfaktoren nach der WaldR 91	83
Abbildung 4:	Zeitprofil der Flächenumwidmung beim Übergang zu Naturschutz durch Auslaufen der Pappelnutzung (kein Neupflanzen)	85

Vorwort

Hiermit legen die Autoren die ausführliche Fassung ihrer Studie vor, deren Kurzfassung mit den wesentlichen Ergebnissen bereits Ende Oktober 1993 fertiggestellt wurde. In der ausführlichen Fassung werden die Argumente und Bewertungen im größeren Detail dargestellt, auch dokumentiert sie im Anhang B sämtliche Rechenwege und Zwischenergebnisse. Infolge einer nochmaligen Nachkontrolle ergeben sich bei den Rechenergebnissen geringfügige Differenzen zur bereits publizierten Kurzfassung, die jedoch für die Gesamtaussage belanglos sind.

Die Arbeit wäre ihrer Mühe wert, wenn sie je einen wenn auch kleinen Beitrag auf drei Gebieten leisten könnte:

- dem Erhalt der Natur im einmaligen Auwald Isarmündung,

- dem Zustandekommen einer einvernehmlichen und gerechten ökonomischen Regelung zwischen den beteiligten Parteien, sowie

- der Anbahnung größeren Verständnisses zwischen Naturschutz, Forstwirtschaft und Ökonomie überhaupt und der Überwindung früherer, unnötiger Gegensätze.

Die Studie kann wegen ihrer unkonventionellen Themenstellung kaum auf Vorbilder zurückgreifen und wird daher manche Mängel enthalten. Obwohl die Autoren bitten, dies zu berücksichtigen, ist ihnen jede weiterführende Kritik selbstverständlich willkommen. Die Probleme werden nicht durch eine Studie, sondern nur im beständigen Dialog gelöst.

Dem Gräflichen Forstamt ist für die nie ausbleibende Unterstützung während der Bearbeitung zu danken. Die Autoren haben von Herrn Radike in kurzer Zeit soviel gelernt wie kaum jemals zuvor und sind sicher, daß die Studie ohne seinen Rat manchen groben Fehler enthielte. Frau Birkel vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz und Herrn Gutzweiler vom WWF-Auen-Institut sei an dieser Stelle ebenfalls für ihre Unterstützung gedankt.

Stefan Degenhardt, Alexandra Schlaffer, Roswitha Schwedes, Susanne Wenzel und Silke Zaumseil haben nicht nur wertvolle Unterstützung bei den Berechnungen und der Fertigstellung geliefert, sondern auch manchen Teil, wie die Auswertung der Expertenbefragung, selbständig angefertigt. Dafür sei ihnen herzlich gedankt.

Kassel, den 16. Dezember 1993

1 Einleitung

Der Auwald im Bereich der Isarmündung gehört aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege zu den höchstrangigen Biotopen Bayerns und darüber hinaus. Unter Botanikern ist das Gebiet wegen seines Reichtums an interessanten und in Mitteleuropa seltenen Arten seit Jahrhunderten berühmt. Da ebenso wie auf zoologischem Gebiet, viele dieser Vorkommen wenn auch oft nur in Resten bis in die Gegenwart erhalten geblieben sind, ist seine ökologische Bedeutung nicht nur bewahrt geblieben, sondern sogar **relativ** in den letzten Jahrzehnten noch wesentlich angestiegen. Insbesondere durch den Gewässerausbau der letzten 150 Jahre sind intakte Auen so selten geworden, ist (in ökonomischer Sprache) die **Knappheit** an interessanten Biotopen so gestiegen, daß die verbliebenen Reste relativ immer wertvoller geworden sind. Eine Gesellschaft, welche ethischen, wissenschaftlichen, ästhetischen und nicht zuletzt gesetzlichen Anforderungen zum Erhalt ökologischer Werte nachzukommen gewillt ist, muß Schritte unternehmen, um wenigstens die letzten Reste naturnaher Biotope und auch vorindustrieller Kulturlandschaften zu erhalten. Diese Schritte können Bewirtschaftungsauflagen beinhalten, welche je nach Biotoptyp von der Nutzungsextensivierung bis zur teilweisen Aufgabe jeder Nutzung reichen können. Im vorliegenden Fall führen sie gemeinsam mit Eingriffen aus anderen Bereichen (Trinkwassergewinnung, Gewässerausbau) zu Beeinträchtigungen der forstlichen Nutzungsmöglichkeiten, die den Eigentümern nicht mehr zugemutet werden können. Es entsteht ein zwingender Bedarf nach — auch unkonventionellen — Wegen der Konfliktlösung.

Eine Lösung besteht darin, daß der Staat als Wahrnehmer der Interessen künftiger Generationen und ökologischer Belange die ökologisch höchstrangigen Biotope selbst übernimmt (oder geeignete Institutionen, wie ausgewiesene Naturschutzverbände mit ihrer Bewirtschaftung betraut) und die bisherigen Eigentümer durch die Überlassung gleichwertiger Wirtschaftsflächen aus seinem Besitz entschädigt. Im vorliegenden Fall bietet sich an, den Auwald im Bereich der Isarmündung gegen einen geeigneten Wirtschaftsforst aus bisherigem Staatsbesitz zu tauschen.

Ein solcher Lösungsweg setzt eine zuverlässige und nachvollziehbare **Bewertung** der zu tauschenden Vermögen voraus. Nun ist die forstliche Bewertungslehre so ausgefeilt, daß daran gedacht werden könnte, sie in konventioneller Weise auch auf das vorliegende Problem anzuwenden. Dies hätte jedoch bedeutet, sich allein auf die Bewertung der Holzbestände und des Bodenvermögens zu beschränken. Die Auftraggeber und die Autoren dieser Studie sind jedoch der Auffassung, daß der Ökologische Wert des Auwalds Isarmündung nicht nur eine fiktive Größe darstellen darf, an die mit ethischen, ästhetischen und anderen Bezügen unverbindlich appelliert wird, die jedoch, sobald Entscheidungen gefällt werden, nicht mehr relevant ist. Im Gegenteil muß der Ökologische Wert ebenso **ökonomisch relevant** sein wie

der Holz- und Bodenwert. Diese Sicht liegt auch im Interesse des Staates als potentiellem Tauschpartner, da auch er für einen solchen Tausch ohne den ökologischen Wert des Auwalds kaum einen Anlaß sähe und dieser mithin auch für ihn der entscheidende ökonomische Faktor ist. Obwohl die Studie im Auftrag der Eigentümer des Auwalds Isarmündung entstanden ist, setzt sie sich zum Ziel, aus neutraler Position allen beteiligten Parteien eine Grundlage für eine zielführende Konfliktlösung zu geben.

Die ökonomische Erfassung ökologischer Werte, wie Tier- und Pflanzenarten und -populationen, Biotopen und Landschaften befindet sich in der internationalen Literatur in stürmischer Entwicklung. Wenn auch kritisiert werden kann, daß sich die Ökonomie als die Wissenschaft vom systematischen Umgang mit dem Phänomen der **Knappheit** den hier aufziehenden, weltweiten und dramatischen Verknappungen viel zu spät zugewandt hat, so nahmen doch in den vergangenen Jahren verschiedene Methoden Konturen an und finden inzwischen allgemeine Anerkennung. Auf diesen Methoden wird auch im vorliegenden zurückgegriffen. Die ökonomische Bewertung besteht selbstverständlich nicht darin, Tiere, Pflanzen und Biotope usw. mit bloßen Preisen zu versehen — die Aussage, ein Blaukehlchen sei "X DM wert", ist sinnlos. Wie unten deutlich werden wird, sind die Bewertungen subtiler und zum Teil indirekter Art.

Das methodische Fundament der genannten Bewertungen ist die seit Jahrzehnten ausgebaute Kosten-Nutzen-Analyse ("Cost Benefit-Analysis"), welche sich wiederum direkt auf die neoklassische Wohlfahrtsökonomie ("Welfare Economics") und damit auf die Fundamente der modernen Wirtschaftswissenschaft beruft. Zwischen diesem Theoriegebäude und der forstlichen Bewertungsmethode besteht nun ein breiter Graben. Ohne ein Urteil fällen zu wollen, welche Methode "besser" oder "schlechter" sei, muß die vorliegende Studie das Dilemma erkennen, daß schon die Herstellung einer vollen Kommensurabilität der Begriffe unmöglich ist. In dieser Situation wäre es sehr unbefriedigend gewesen, nebeneinander den Holzbestand und den Bodenwert nach der forstlichen Bewertungsmethode und den Ökologischen Wert in den Kategorien der Kosten-Nutzen-Analyse zu ermitteln, um daraufhin beide nach der Art der Addition von Äpfeln und Birnen unkommentiert zu summieren.

Es ist zuzugeben, daß sich gar nicht vermeiden ließ, die genannte Summation im Endergebnis durchzuführen, da die Bewertung der forstlichen Anteile (Holzbestand und Boden) einschlägigen Vorschriften folgen muß, welche die Anwendung der forstlichen Bewertungsmethode fordern. Teils, um dies nicht unkommentiert im Raum stehen zu lassen, und teils aus reinem Interesse sowie aus der Überzeugung heraus, daß die Methoden der Kosten-Nutzen-Analyse auch bei forstlichen Fragestellungen zumindest versuchsweise angewandt werden sollten, wurde in dieser Studie der Bestandeswert des Holzes im Auwald Isarmündung **zusätzlich** zur forstlichen Bewertungsmethode (die hier in einer leicht vereinfachenden Form Anwendung

fand) auch nach rein finanzmathematischem Verfahren berechnet. Dieses Verfahren ist mit der Berechnung des Ökologischen Wertes konsistent, begründet neben der "offiziellen" Bewertung nach der forstlichen Methode einen zweiten Argumentationsstrang und erlaubt eine Interpretation, Kontrolle und — Einvernehmlichkeit der Vertragspartner vorausgesetzt — gegebenenfalls eine Korrektur der auf dem vorgesehenen Wege ermittelten Resultate.

Die Studie gliedert sich im wesentlichen in drei Teile: Zunächst erfolgt im Kapitel 2 eine gedrängte ökologische Bestandsaufnahme, in welcher sukzessiv die Situation der Flußauen in Deutschland und in Bayern dargestellt und eine detailliertere Beschreibung des Biotops Isarmündung gegeben wird. Damit wird die **Einmaligkeit** des Biotops deutlich, welche weitgehende und unkonventionelle Maßnahmen rechtfertigt. Das Kapitel 3 berichtet über Methoden und Ergebnisse der Bewertung ökologischer Größen in der Wirtschaftswissenschaft und leitet aus ihnen nach kritischer Diskussion einen plausiblen Ökologischen Wert ab. Im Kapitel 4 schließlich erfolgt die forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Biotops im Zusammenhang und werden die Ergebnisse kritisch kommentiert. Die Auswertung der im Zuge dieser Studie durchgeführten Expertenbefragung erfolgt im Anhang A.

Mit Nachdruck ist auf eine Voraussetzung hinzuweisen, unter der sämtliche ökonomischen und ökologischen Ergebnisse dieser Studie nur Gültigkeit beanspruchen: Sie besteht darin, daß nicht aus dritten Gründen Veränderungen am Biotop vorgenommen werden, welche seinen Ökologischen Wert soweit herabmindern, daß dann weder Einschränkungen der forstlichen Wirtschaftstätigkeit gerechtfertigt werden können noch das Bedürfnis nach einem Tausch fortbesteht. Die Berechnungen gelten nur, wenn auch in Zukunft regelmäßige Überschwemmungen zugelassen, alte, gewachsene Strukturen respektiert werden, wie z.B. die über 80-jährigen Hochwasserdämme längs der Isar, und wenn die künftige Gestaltung der Donau (vgl. WEIGER 1993) dem Wald keinen Schaden zufügt.

2 Der Auwald Isarmündung in ökologischer Sicht

2.1 Begriffliche und räumliche Abgrenzung von Auen

Auen sind Talzonen innerhalb des Einflußbereiches von Hochwässern. Zur räumlichen Abgrenzung können die Auen grob in einen aquatischen und einen terrestrischen Bereich unterteilt werden. Zum aquatischen Bereich gehören der Fluß, die nährstoffreichen Altarme, die austrocknenden Hochwasserrinnen (Schluten) und die grundwasserabhängigen Gießen. Der terrestrische Bereich wird durch die Hochwässer, ganz oder nur teilweise, regelmäßig überflutet. Die Landschaftsgestalt dieser Talzonen läßt sich in das Hauptgerinne, den periodischen und aperiodischen Überflutungsbereich sowie die Randzone gliedern. Die Struktur der Hauptgerinne wird durch Kolke, Flachwasserzonen, Sand- bzw. Schotterbänke sowie unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen geprägt. Die sich an das Hauptgerinne anschließenden Ufer sind ebenfalls sehr heterogen ausgeprägt. Hierbei kann es sich bspw. um Steilufer, Flachufer, Uferabbrüche usw. handeln. Die wesentlichen Elemente des periodischen Überflutungsbereiches sind die Auwälder (Weichholzauen), die Altwässer mit den dazugehörenden Verlandungszonen und die Auwiesen. Dem aperiodischen Überflutungsbereich werden die Hartholzauwälder, die Brennen sowie die alluvialen Flußterassen zugerechnet (SCHREINER 1991, S. 19). In einem umfassenden ökologischen Sinn sind Auen "Ökosysteme höheren Ranges, die aus dem Zusammenwirken von Fließgewässern mit Mosaiken von Teil-Ökosystemen wie Schotterbänken, Uferzonen, Grundwässern, Auwäldern und den Auengewässern bestehen" (GEPP 1986, S. 15 ff.).

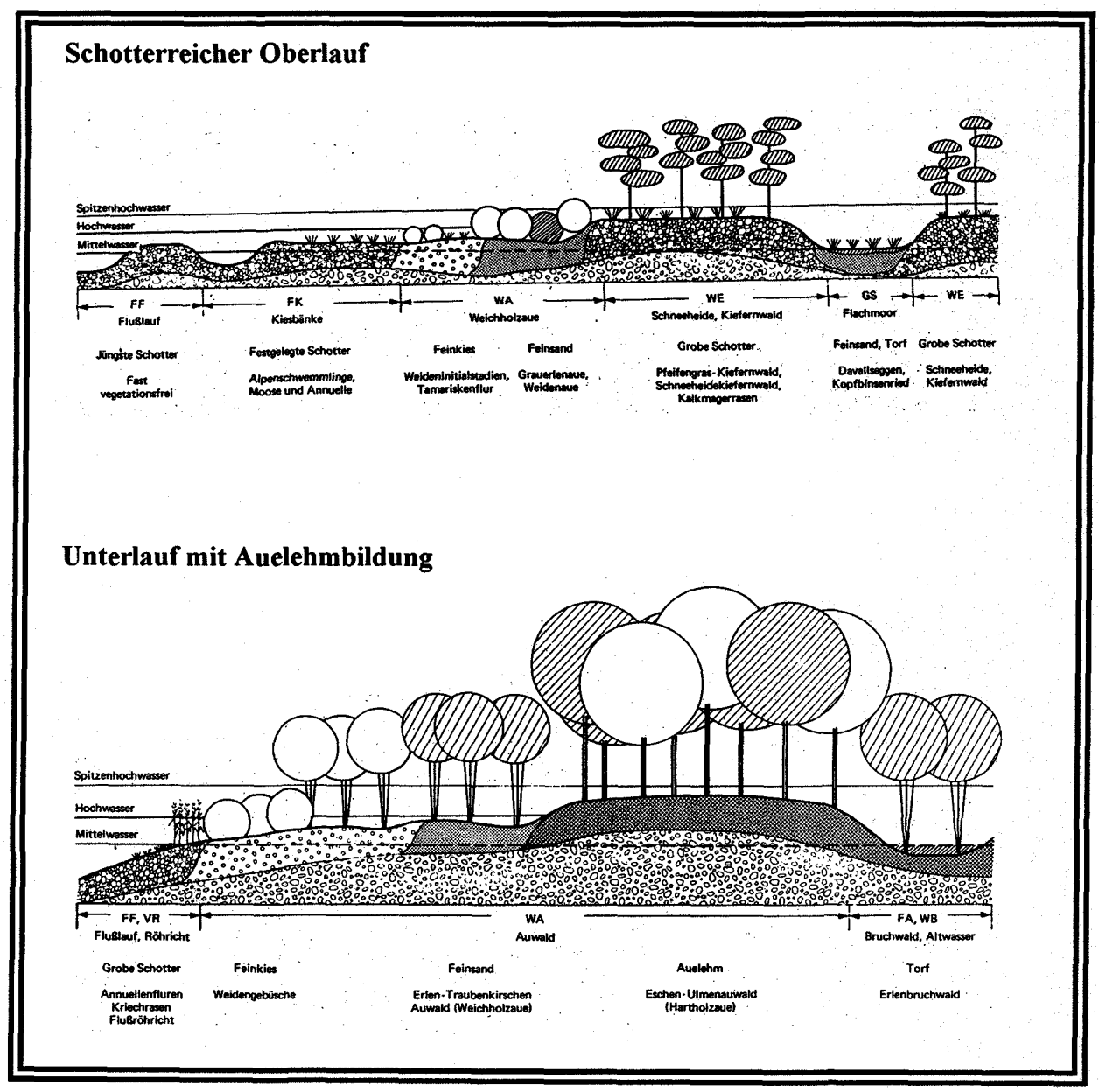
Innerhalb dieser verschiedenen Teilräume unterliegen die natürlichen Auen dem Abflußregime der Fließgewässer, die in erster Linie durch die hydrologischen Daten beeinflußt werden:

- Fließgeschwindigkeit und bewegtes Wasservolumen pro Zeiteinheit,
- zeitliche Abfolge der Hoch- und Niedrigwasser-Ereignisse,
- Dauer der Überflutung bzw. des Trockenfallens (Wasserstandsschwankungen) während eines Jahres und einer Vegetationsperiode.

In Abhängigkeit von Hydrologie, Geologie, Klima und Einzugsgebiet weisen die Auwälder in ihrem ursprünglichen Zustand unterschiedliche gebietstypische Vegetationsformen auf. Das Wasserregime der Fließgewässer wird in unseren Breiten wesentlich vom Einzugsgebiet bestimmt, wobei die voralpinen Flüsse von den Flußlandschaften der Hügelländer und Mittelgebirge unterschieden werden müssen. Bei den Auen im Hügelland und Mittelgebirge erreichen die Überschwemmungen infolge der früher einsetzenden Schneeschmelze ihren Höchststand im Winter und Frühjahr. Aufgrund der im Sommer einsetzenden Schnee- und Gletscherschmelze in den höher gelegenen Alpenbereichen kommt es an den Alpenflüssen erst während der Vegetationsperiode zu Überflutungen.

Die nachfolgende Abbildung zeigt in idealisierter Form den Bestandsaufbau und die unterschiedliche Auenzonierung eines Alpenflusses an einem schotterreichen Oberlauf sowie an einem Unterlauf mit Auelehmbildung.

Abbildung 1: Schematischer Querschnitt der Auenvegetation eines Voralpenflusses



Quelle: KAULE et al. 1979, S. 50.

Innerhalb des Hauptgerinnes befinden sich im Oberlauf fast vegetationsfreie Inseln. Auf den Kiesbänken, bei denen die Schotterschicht teilweise mit nährstoffreichem Schlick überlagert ist, wachsen schüttere Pionierkrautfluren, wie die sog. Alpenschwemmlinge, Moose und Annuellenfluren. In der anschließenden Weichholzaue befinden sich Gebüsch- und Baumarten, die den hohen Wasserstand ertragen können (Weideninitialstadien, Tamarisken sowie Grauerlen). Auf den höheren, nur von Spitzenhochwässern überfluteten Standorten stockt auf groben Schottern der Schneeheide-Kiefernwald. Die im Oberlauf (Furkationszone) höhere Fließdynamik führt zum Abtransport großer Schottermengen, während im Mittellauf vorwiegend Feinkies und Sand abgelagert wird. Im Unterlauf (Mäanderzone) besteht die Geschiebefracht aus feinkörnigem-kalkhaltigem Schluff.

Die Zonierung im Unterlauf unterscheidet sich deutlich von der im Oberlauf. Anders als im Oberlauf wird das Auenrelief des Unterlaufes von den länger anhaltenden Überschwemmungen sowie der nährstoffreicheren Geschiebefracht gestaltet. In der breiteren und flacheren Mäanderzone befindet sich ein Mosaik aus aquatischen und terrestrischen Elementen, die von den regelmäßigen Wasserschwankungen flächendeckend überschwemmt werden. In den ursprünglichen Flußlandschaften wurden die Unterläufe von zahlreichen verästelten Flußbetten und Altarmen, Schotterbänken und Auwäldern geprägt. Aufgrund der regelmäßigen Wasserschwankungen gehört der Auenwald sowohl zum terrestrischen als auch zum aquatischen Bereich. Auf den rohen und schwachen sowie regelmäßig überfluteten Böden stocken Baumarten, welche diese Grundwasserschwankungen ertragen können. In der Randsenke und auf den höher gelegenen Flächen innerhalb der Überflutungsaue befindet sich auf gereifteren, mineralischen Auenböden der Eschen-Ulmenauwald während auf organischen Böden mit Staunässe Bruchwaldgesellschaften vorherrschen.

Die Überflutungen tragen zur Erosion und Sedimentation, zur Schaffung von Kies- und Schotterbänken sowie Verlandungen u.a. bei (flußmorphologische Prozesse) und gestalten somit wesentlich die Auenlandschaft. **Der Wechsel zwischen Überschwemmungen und Trockenfallen in der rezenten Aue ist der wichtigste ökologische Faktor und eine essentielle Voraussetzung für eine vollständige Auenzonation.** Ein Verlust dieser Wasserstandsdynamik führt zu einer Beeinträchtigung der Grundwasserstände und einer Beeinträchtigung der flußmorphologischen Prozesse (DISTER 1991). Berücksichtigt man den Faktor Zeit, dann bedeutet ein Verlust der ursprünglichen Auendynamik auch eine, meist nicht-reversible, Vernichtung des wichtigsten naturraumprägenden Elementes in den Flußlandschaften. Diese Beeinträchtigung wirkt sich auch auf die Tier- und Pflanzenwelt aus, indem speziellen, den wechselnden Wasserständen angepaßten Tieren und Pflanzen der Lebensraum entzogen wird. Die vorherrschenden natürlichen Vegetationsformen in den grundwassernahen und periodisch überfluteten Talzonen der Fließgewässer sind die Weichholz- und Hartholzauenwälder. Fehlt die Wasserstandsdynamik, dann setzt eine Entwicklung zur zonalen Waldvegetation ein (KAULE et al. 1979, S. 46). Im Gegensatz zur **rezenten Aue** fehlt bei der **fossilen Aue** die

Dynamik der Überflutungsaue; lediglich durch die Verbindung mit dem Grundwasser beeinflußt die rezente Aue noch weiterhin die ökologische Zusammensetzung der fossilen Aue.

2.2 Zur Situation der Auen in der Bundesrepublik Deutschland

Die Auen in der Bundesrepublik Deutschland lassen sich hinsichtlich des Einzugsgebietes und des damit verbundenen Wasserregimes in vier Gruppen einteilen:
1. Auen im Bereich der Alpen und Alpenvorländer (Iller, Lech, Isar, Inn und Salzach)
2. Auen an kleineren Flüssen der Hügelländer und Mittelgebirge (Eder, Fulda, Lahn u.a.)
3. Auen an größeren Flüssen der Hügelländer und Mittelgebirge (Main und Neckar)
4. Auen im nördlichen Flachland (Weser, Leine, Aller, Elbe, Oder, Spree u.a.)

Ein umfassender und zuverlässiger Überblick zur ökologischen Situation der Auen in der Bundesrepublik Deutschland ist kaum zu geben, da eine flächendeckende Erfassung und Bewertung der Auen bestenfalls für einzelne Gebiete vorliegt. In der Tabelle 1 sind die letzten, der natürlichen Dynamik zumindest teilweise noch unterworfenen, Auengebiete größerer Flächenausdehnung in der Bundesrepublik Deutschland aufgelistet. Die Flächenangaben sind verschiedenen Quellen entnommen und können wegen der zugrunde liegenden unterschiedlichen Definitionen nicht direkt miteinander verglichen werden; sie dienen jedoch der groben Orientierung. Bei der Betrachtung der noch verbliebenen Auen fällt auf, daß an den Flußlandschaften der Mittelgebirgsflüsse und im nördlichen Flachland, wie beispielsweise an der unteren Ems, Weser, Elbe und Oder die ursprünglich vorhandenen Auwälder schon seit langem fast restlos in Grünland umgewandelt wurden (ELLENBERG 1986, S. 332 f.).

Ein Ziel der wasserbaulichen Maßnahmen an den genannten Alpenflüssen, den Flüssen der Hügelländer sowie der Mittelgebirge seit Anfang des Jahrhunderts war neben der Energieerzeugung auch die Hochwasserregulierung. Aufgrund der Hochwasserfreilegung wurden somit die vormals regelmäßig überschwemmten Flächen unterhalb der Staustufen als Acker- und Grünland landwirtschaftlich nutzbar. Aber auch vor dem Staustufenbau wurde durch den Bau von Dämmen ehemals periodisch überflutete Flächen einer landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt.

In den Flußlandschaften wurden bis zum Beginn dieses Jahrhunderts während der Vegetationsperiode die Flächen regelmäßig überflutet bzw. aufgrund des hohen Grundwasserspiegels überschwemmt und ermöglichten daher nur eine eingeschränkte landwirtschaftliche Grünlandnutzung. Mit dem Eingriff in das Gewässerregime (Flußregulierungen, Uferbefestigungen, Ausleitungsstrecken) kam es aufgrund einer höheren Abflußgeschwindigkeit und des Geschiebedefizits zur Sohlenerosion und damit zu einer Sen-

kung des Grundwasserspiegels sowie zu einer geringeren Überflutungshäufigkeit. Durch den Bau von Hochwasserdämmen erfolgte zudem eine künstliche Trennung der Aue in einen aquatischen bzw. regelmäßig überfluteten (rezente Aue) und einen terrestrischen (fossile bzw. morphologische Aue) Bereich.

Tabelle 1: Bedeutende rezente Auengebiete größerer Ströme in der Bundesrepublik Deutschland

	ha
Donau	
Donau zwischen Ulm und Deggendorf [2,6]	8.935
Isar zwischen Bad Tölz und Wolfratshausen [2,4]	1.220
Isarmündungsgebiet (Kernbereich I) [2,5]	523
Rhein	
Rheinauen zwischen Rastatt und Karlsruhe	1.800
Kühkopf-Knoblauchsaue	2.400
Lampertheimer Altrhein	500
Hördter Rheinaue [1]	1.158
Rüdesheimer Au [1]	30
Xantener Altrhein/Bislicher Insel	600
Elbe	
Heuckenlock	76
Elbholz von Gartow und Pevestorfer Elbwiesen	800
Elbe zwischen Magdeburg und Bleckede [2]	k.A.
Biosphärenreservat "Mittlere Elbe" zwischen Coswig und Barby [3]	17.500
Sonstige	
Untere Oder [2]	k.A.
Spree [2]	k.A.

Quellen: DISTER (1991); 1: Flächenangabe nach SOLMSDORF et al. (1975); 2: vgl. KUTTER & SPÄTH (1993), S. 12; 3: vgl. PLACHTER (1991), S. 402; 4: Flächenangabe nach BLFU 1991 (Flußabschnitt 1 + 2); 5: Flächenangabe nach SCHALLER et al. 1992, S. 41; 6: eigene Berechnung der Flächenangaben nach BLFU 1983, 1991.

Diese Eingriffe in das Gewässerregime führten dazu, daß in Deutschland ursprünglich natürliche, d.h. von anthropogenen Eingriffen unbeeinflußte Auengebiete nicht mehr vorhanden sind. So haben sich beispielsweise in der badischen Rheinaue infolge des Staustufenbaus (1928-1977) die Standortsbedingungen im rheinnahen Wald "so tiefgreifend und nachhaltig verändert, daß sich auf fast allen betroffenen Flächen nur noch auenferne und auenfremde hochwasserempfindliche Waldgesellschaften entwickeln können" (HÜGIN & HEINRICHFREISE 1992, S. 41).

Auengebiete, in denen die natürliche Dynamik noch vorhanden ist, sind ebenfalls im Laufe des letzten Jahrhunderts derart stark zurückgedrängt worden, so daß man heute nur noch von reliktären Flächenbeständen sprechen kann. In der "alten" Bundesrepublik Deutschland sind

im 20. Jh. bei den sich selbst erhaltenden Weichholzauen sehr hohe Flächenverluste (ca. 75-95%) zu verzeichnen (RINGLER 1993, S. 209). Die ursprüngliche Fläche der regelmäßig überfluteten Auen am Oberrhein wird auf 1.500 km^2 (= 150.000 ha) veranschlagt (DISTER 1988, S. 20). Die noch verbliebene Fläche der regelmäßig überfluteten Auwälder am Oberrhein zwischen Rastatt und Karlsruhe sowie zwischen Mannheim und Groß-Gerau beträgt ca. 4.700 ha. Dies entspricht einem Anteil von ca. drei Prozent gegenüber der ursprünglichen Auwaldfläche.

Aufgrund dieser sehr negativen Bilanz steht die hohe Schutzbedürftigkeit der verbliebenen Reste der noch intakten Auenlandschaften außer Frage. Daher appellierte das Ministerkomitee des Europarates mit seiner Empfehlung Nr. R (82) 12 an die Regierungen der Mitgliedstaaten, im Rahmen der "Berner Konvention" von 1979 in wirksamer Weise zur Erhaltung und zum Schutz der Auenwälder durch folgende Maßnahmen beizutragen:

- Eine Inventarisierung der Auen und eine ökologische Bewertung der repräsentativen Gebiete vorzunehmen sowie besonders wichtige Auen zur Errichtung des europäischen Netzes biogenetischer Schutzgebiete auszuweisen;
- Maßnahmen zum Schutz der Auen vorzusehen und in den erst kürzlich aufgestauten Auen die ursprünglichen hydrologischen Zustände wiederherzustellen;
- Eingriffe in Auen nur zuzulassen, sofern sie mit den Zielen des Naturschutzes vereinbar sind.

Bei einem internationalen Symposium zur Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa bilanzieren Fachleute aus neun europäischen Ländern ebenfalls ein sehr negatives Ergebnis und fordern, die noch verbliebenen Flußauen in ihrer naturhaften Ausprägung zu erhalten, geschädigte Auen zu sanieren und einzelne charakteristische Flüsse wieder zu renaturieren (vgl. ANL 1991).

2.3 Zur Situation der Auen in Bayern

In Bayern vollzog sich der Wandel von einer Auen-Naturlandschaft in eine Auen-Kulturlandschaft an den Fließgewässern mit alpinem Gewässerregime, im Vergleich zu den Flußlandschaften der Hügelländer und Mittelgebirge, erst sehr spät. Bis zur Abschaffung der Waldweide zwischen 1780 und 1830 wurden die Auwälder allenfalls als Waldweiden landwirtschaftlich genutzt. Da die regelmäßigen sommerlichen Überschwemmungen, insbesondere im Mündungsbereich der Alpenflüsse, eine Heunutzung verhinderten, trugen sie somit zum Erhalt der Auwälder bei. Forstwirtschaftlich wurden die Auwälder nieder- und mittelwaldartig bewirtschaftet. Das anfallende Holz wurde als Brenn- und Bauholz sowie für die Herstellung von Faschinen, Körben u.ä. verwendet.

Die Tabelle 2 zeigt den flächenmäßigen Umfang der ursprünglich vorhandenen bayerischen Flußauen, einschließlich der alluvialen Flußterrassen. Insgesamt beläuft sich die Fläche der bayerischen Flußauen auf 2.256 km². Eine Unterscheidung nach dem Zustand bzw. nach der Nutzungsverteilung in den ehemaligen Flußauen wurde nicht vorgenommen und umfaßt daher das gesamte tatsächliche Nutzungsspektrum in den Flußtälern. Aufgrund der wasserbaulichen Maßnahmen (Flußregulierungen, Bau von Hochwasser- und Staudämmen, Mühlbächen usw.) wurden die vormals regelmäßig überfluteten Flächen infolge der Hochwasserfreilegung und Grundwasserabsenkung zu nutzbaren Flächen für die Landwirtschaft sowie für den Siedlungs-, Industrie- und Gewerbe- sowie Verkehrsbau (BAIER 1990, S. 178).

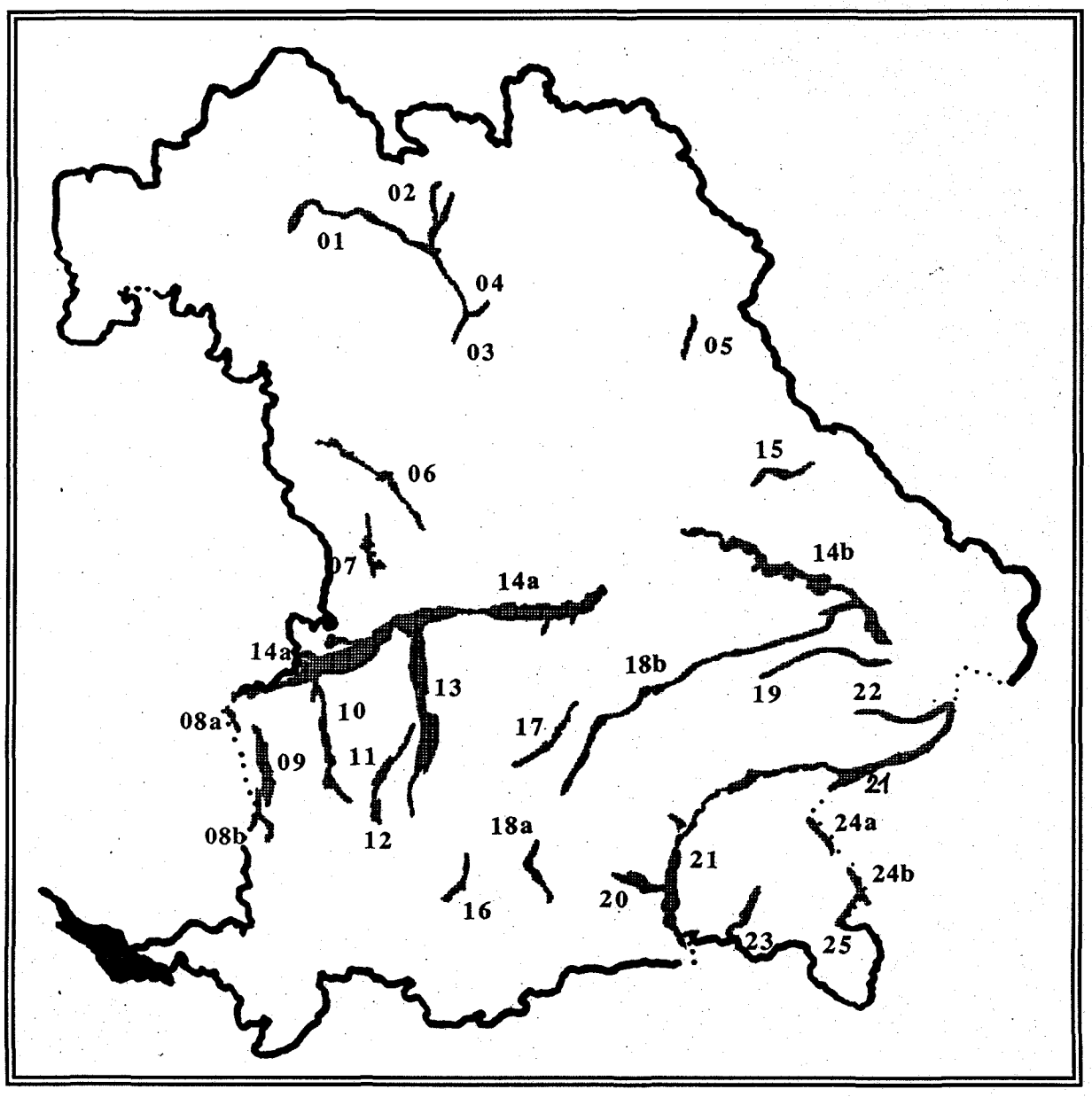
Tabelle 2: Übersicht über die größten bayerischen Flußauen

Nr.	Fluß	Abschnitt (von — bis)	Fläche in km²
1	Main	Staffelstein — Wipfeld	104
2	Itz	Rossach — Mündung in den Main	14
3	Regnitz	Erlangen — Mündung in den Main	38
4	Wiesent	Streitberg — Mündung in die Regnitz	11
5	Waldnaab	Neustadt — Luhe	15
6	Altmühl	Leutershausen — Markt Berolzheim	39
7	Wörnitz	Wassertrüdingen — Heroldingen	29
8 a	Iller	Vöhringen — Mündung in die Donau	15
8b	Iller	Memmingen — Pleß	22
9	Roth	Boos — Weissenborn	50
10	Mindel	Pfaffenhausen — Mündung in die Donau	84
11	Wertach	Ettringen — Mündung in den Lech	42
12	Gennach	Buchlohe — Mündung in die Wertach	23
13	Lech	Landsberg — Mündung in die Donau	248
14a	Donau	Ulm — Eining	581
14b	Donau	Regensburg — Pleinting	205
15	Chamb/Regen	Arnschwang — Roding	26
16	Ammer	Peißenberg — Mündung in den Ammersee	25
17	Amper	Olching — Allershausen	45
18a	Isar	Bad Tölz — Schäftlarn	36
18b	Isar	München — Mündung in die Donau	147
19	Vils	Frontenhausen — Aunkirchen	46
20	Mangfall	Bruckmühl — Mündung in den Inn	55
21	Inn	Landesgrenze bei Kiefersfelden — Neuhaus	243
22	Rott	Pfarrkirchen — Mündung in den Inn	44
23	Achen	Schleching — Mündung in den Chiemsee	36
24a	Salzach	Fridolfing — Tittmoning	11
24b	Salzach	Freilassing — Laufen	8
25	Saalach	Bad Reichenhall — Mündung in die Salzach	14
		Insgesamt	**2.256**

Quelle: SCHREINER 1991, S. 19.

Durch diese Maßnahmen wurde auch die natürliche Dynamik des Wasserhaushaltes an den meisten bayerischen Alpenflüssen nachhaltig eingeschränkt. An der Isar wurde durch Ableitungen und Stauanlagen von 21 Kraftwerken zwischen Krün und Dingolfing der Geschiebehaushalt völlig unterbunden. Durch die anschließende Sohlenerosion kam es zu einem Eintiefungs- und Austrocknungsvorgang im gesamten Auenbereich entlang der Isar. Bei Dingolfing sackte der Niedrigwasserpegel in 20 Jahren um 3 Meter. Des weiteren kam es im flußnahen Bereich zu einer Grundwasserabsenkung, welche bei Freising bis zu 2 Meter beträgt (OAG 1978, S. 13). Zudem werden die Hochwasserspitzen gedämpft und somit die von den Spitzenhochwässern überschwemmten Flächen verringert.

Abbildung 2: Verbreitung von Flußauen an Bayerns Flüssen



Quelle: SCHREINER (1991), S. 20.

Über den ursprünglichen Flächenumfang der bayerischen Auen liegen keine genaueren Zahlenangaben vor. Es wird jedoch geschätzt, daß in den letzten 150 Jahren etwa 75 % der Auenlandschaften in Bayern zerstört wurden (WWF 1988, zit. nach FOECKLER & BOHLE 1991, S. 238). Die Flächenbilanz weist auch weiterhin einen negativen Trend auf.

In der heutigen Zeit sind die Auen durch eine Vielzahl menschlicher Eingriffe in ihrem Bestand gefährdet:
- Wasserbauliche Maßnahmen
- Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsbau
- Abbau von Kies und Sand
- Land- und forstwirtschaftliche Nutzung
- Freizeit- und Erholungsnutzung.

In der Abbildung 2 wird noch einmal die flächenhafte Verbreitung der größten bayerischen Flußauen ersichtlich. Dabei fällt auf, daß sich die Auen einschließlich der alluvialen Flußterrassen an den Flüssen mit alpinem Einzugsgebiet konzentrierten. Hierbei ist jedoch zu beachten, daß es sich bei den Flächenangaben um ursprünglich vorhandene Auen handelt. Da nahezu alle bayerischen Auen in irgendeiner Weise durch anthropogene Eingriffe beeinträchtigt sind, sind die Flächen der noch intakten Auen deutlich niedriger zu veranschlagen.

Für die Auwälder an den Gewässern der Hügelländer und Mittelgebirge liegen für Bayern keine umfassenden Erhebungen vor. Die Auswertung der Daten aus den Biotopkartierungen, aus regionalen Kartierungen sowie aus sonstigen Quellen ergibt jedoch ein sehr niederschlagendes Ergebnis. An den Gewässern der Hügelländer und Mittelgebirge sind heute nur noch punktuell, flächenmäßig sehr kleine, Flußauen zu finden. Im Bereich der nichtalpinen Flußlandschaften befinden sich die letzten flächenhaft ausgeprägten Auwälder "Garstädter Holz" und "Elmuß" im Maingebiet bei Schweinfurt (BAIER 1990, S. 180 ff.).

2.3.1 Zur Situation der Auwälder an den bayerischen Alpenflüssen

An den bayerischen Flüssen Iller, Lech, Isar, Inn, Salzach und Donau wurde beim Bayerischen Landesamt für Umweltschutz eine ökologische Zustandserfassung der Auwälder durchgeführt. Im einzelnen wurden folgende Flußabschnitte kartiert und naturschutzfachlich bewertet:
- Iller von Aitrach bis zur Mündung,
- Lech von Landsberg bis zum Stausee bei Feldheim,
- Isar von Bad Tölz bis zur Mündung,
- Inn von Kiefersfelden bis Passau,
- Salzach von Freilassing bis zur Mündung,

- Donau von Ulm bis Jochenstein.

Die Durchführung der ökologischen Zustandserfassung erfolgte in drei verschiedenen Arbeitsschritten. Zuerst wurde in den Flußabschnitten beiderseits des Flusses in der Auwaldstufe eine vegetationskundliche Grobaufnahme durchgeführt. Bei der Auwaldstufe handelt es sich um Auenstandorte, die vor der Flußregulierung regelmäßig überschwemmt waren und die aufgrund der langsam ablaufenden Bodenreifungsprozesse, bei entsprechend guter Grundwasserversorgung, heute noch als potentielle Auenstandorte angesehen werden. Anschließend wurden die im Gelände erhobenen Daten in der Großrechenanlage des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen mit Hilfe des interaktiven graphischen Systems (IGS) digitalisiert und in einer Datenbank abgespeichert. Abschließend erfolgte eine zweistufige naturschutzfachliche Auswertung der Kartierergebnisse (BLFU 1991, S. 13 ff.):

Zunächst wurden die Auwälder einschließlich der Brennen hinsichtlich des Grades der Natürlichkeit nach einer fünfstufigen Skala bewertet:
- natürliche Auwälder,
- naturnahe Auwälder und Brennen,
- bedingt naturnahe Auwälder,
- entfernt naturnahe Auwälder,
- naturferne Auwälder.

Im Vordergrund der Auwaldbewertung standen vegetationskundliche und floristische Kriterien. Die Dynamik bzw. Vitalität der Auen blieb bei der Bewertung unberücksichtigt. Da es aufgrund der oben beschriebenen anthropogenen Eingriffe in den Wasserhaushalt der alpinen Flußlandschaften keine natürlichen Auwälder mehr gibt, reduzierte sich die Bewertung auf vier Stufen.

In einem zweiten Schritt wurden dann die Ergebnisse der Kartierung, der Waldbeurteilung sowie weitere für den jeweiligen Flußabschnitt ökologisch relevante Erkenntnisse zusammenfassend bewertet und wurden in Absprache mit den Naturschutzfachstellen Schutzgebietsvorschläge nach dem Bayerischen Naturschutzgesetz entwickelt.
Dabei galten folgende Bewertungskriterien:

- Grad der Seltenheit:
  Nach diesem Kriterium wurden die heute selten gewordenen Landschaftsteile, Lebensräume oder -gemeinschaften bewertet. Hierzu zählen in erster Linie alle naturnahen Auwälder sowie teilweise auch die bedingt naturnahen Auwälder, die naturnahen Altwässer, Verlandungsgesellschaften und Feuchtwiesen.

- Bedeutung für den Artenschutz:
  Nach diesem Kriterium wurden seltene Pflanzen- und Tierarten, die für den Artenschutz eine besondere Rolle spielen, bewertet. Im Rahmen der ökologischen Zustandserfassung wurden diese biologischen Daten jedoch nicht gezielt erhoben.

- Allgemeine Bedeutung für den Naturhaushalt:

Bei diesem Kriterium wurde die ökologische Bedeutung von Auen besonders berücksichtigt. Hierzu zählten etwa der hohe ökologische Wert von Auen im Vergleich zu anderen Landschaftselementen, der Wasserrückhaltung (Rententionsfunktion) sowie die Verbesserung des Lokalklimas (BLFU 1991, S. 14 f.).

2.3.2 Ergebnisse der ökologischen Zustandserfassung von Flußauen an den bayerischen Alpenflüssen

Die Ergebnisse der Bewertung der ökologischen Zustandserfassung der Flußauen in Bayern sind in der Tabelle 3 dargestellt. Die Daten wurden nach den Angaben des BLFU zusammengestellt und umfassen nur den bayerischen Flächenanteil. Die Gesamtfläche der Auwaldstufe an den bayerischen Alpenflüssen beträgt 90.797 ha. Mit einer Fläche von 45.662 ha beträgt der Flächenanteil der Auwaldstufe an der Donau 50,3 %. Die Auwaldstufe an der Isar umfaßt eine Fläche von 16.005 ha (17,6 %); am Inn beträgt sie 14.378 ha (15,8 %). Der Rest entfällt auf den Lech, die Iller und die Salzach. Die Auwaldfläche einschließlich der Brennen und brennenartigen Bestände sowie der sonstigen Gehölzflächen an den bayerischen Alpenflüssen beträgt 33.619 ha. Die größte Auwaldfläche befindet sich an der Donau und umfaßt 10.967 ha (32,6 %).

Bei der Nutzungsverteilung ist der hohe Auwaldanteil an den Flüssen Lech, Isar, Salzach und Iller bemerkenswert. Der mit ca. 60 % hohe Waldanteil am Lech ist auf die erst verhältnismäßig spät einsetzenden wasserbaulichen Maßnahmen und die daran anschließenden Waldrodungen zurückzuführen. Insbesondere der Abschnitt zwischen Landsberg und Augsburg weist mit mehr als zwei Dritteln einen sehr hohen Waldanteil auf. Die regelmäßigen und sehr starken Überschwemmungen bis nach dem zweiten Weltkrieg verhinderten eine frühzeitige Nutzungsumwandlung (zur Situation am Lech vgl. MÜLLER 1991). Der geringe Auwaldanteil an der Donau hingegen ist in erster Linie als Ergebnis der landwirtschaftlichen Nutzungsumwandlung zu interpretieren. Bei der Entwicklung der Nutzungsverteilung wird im Unterschied zu Lech, Isar und Inn an den Auwäldern der Donau mit keinem nennenswerten Rodungsdruck der Landwirtschaft gerechnet. Zudem sind die noch vorhandenen großflächigen Auwälder an der Donau, insbesondere zwischen Ulm und Ingolstadt, zu einem Großteil im Besitz der öffentlichen Hand, während die Besitzverhältnisse an den anderen Flüssen vom bäuerlichen Kleinprivatwald dominiert werden (BLFU 1983, S.20).

Tabelle 3: Nutzungsverteilung und ökologische Bewertung der Auwälder an den bayerischen Alpenflüssen

Flußabschnitt	**Iller**	**Lech**	**Isar**	**Inn**	**Salzach**	**Donau**	**Gesamt**
Nutzungsverteilung	**ha**	**ha**	**ha**	**ha**	**ha**	**ha**	**ha**
Auwald	1.871	3.956	7.290	4.596	1.058	9.255	28.501
Sonstige Gehölze	93	283	1.038	1.140	40	1.418	4.025
Brennenartige Bestände	8	237	499	24	29	294	1.093
Gewässer	531	1.179	3.053	5.212	761	10.619	21.510
Landwirtschaft	668	1.147	2.867	2.873	174	20.164	28.714
Siedlung, Verkehr, Industrie	295	618	1.189	490	20	3.679	6.554
Abbau in Betrieb	19	21	69	43	0	233	400
Summe	**3.485**	**7.441**	**16.005**	**14.378**	**2.082**	**45.662**	**90.797**
Auwaldbewertung							
Naturnahe Auwälder u. Brennen	70	614	2.468	436	85	2.079	5.754
Bedingt naturnahe Auwälder	762	1.233	1.946	1.756	372	1.721	7.860
Entfernt naturnahe Auwälder	782	1.637	1.918	2.208	437	4.305	11.443
Naturferne Wälder	265	709	1.457	220	193	1.444	4.537
Sonstige Gehölze	93	283	1.038	1.140	40	1.418	4.025
Summe	**1.972**	**4.476**	**8.827**	**5.760**	**1.127**	**10.967**	**33.619**
Auwaldanteil in %	**56,6**	**60,2**	**55,2**	**40,1**	**54,1**	**24,0**	**37,0**

Quelle: BLFU, versch. und eigene Berechnungen.

Die prägenden naturnahen Auwaldtypen der Illerauen und der Donauauen zwischen Ulm und Ingolstadt sind gereifte Eschen-Ulmenauwälder. Am Lech, Inn, an der Salzach sowie an der Donau zwischen Ingolstadt und Neustadt stocken noch großflächig Grauerlenniederwälder. Silberweidenauwälder befinden sich im Donauabschnitt zwischen Weltenburg und Jochenstein auf kleinen Restflächen, welche für die landwirtschaftliche Nutzung ungeeignet sind. Ein ausgedehntes Vorkommen der seltenen Schneeheide-Kiefernwälder befindet sich an der Isar zwischen Bad Tölz und München sowie vereinzelt auch am Lech oberhalb von Augsburg. An der Isar unterhalb von München dominieren überwiegend Hartholzauwald-gesellschaften, wie beispielsweise Erlen-Eschenauwälder, reine Eschenauwälder und Eschen-Ulmenauwälder (BLFU, versch. Jahrgänge).

Nach den o.g. Bewertungskriterien beträgt die Fläche der naturnahen Auwaldgesellschaften 5.754 ha. Bezogen auf die Gesamtfläche der bewerteten Auwälder entspricht dies einem Anteil von ca. 17%. Aufgrund der Flußausbaumaßnahmen und der forstwirtschaftlichen Eingriffe überwiegen bei der ökologischen Bewertung die entfernt naturnahen und naturfernen Auwälder im gesamten Untersuchungsgebiet gegenüber den naturnahen Auwäldern.

2.3.3 Kurze Diskussion der Ergebnisse

Die abgeschlossene ökologische Zustandserfassung der bayerischen Flußauen stützt sich auf eine vegetationskundliche Grobaufnahme und liefert einen wesentlichen Beitrag zur Beurteilung der ökologischen Bedeutung der bayerischen Flußauen. Die Bewertung erfolgte in erster Linie für den Auwald einschließlich der Brennen und sonstigen Gehölze. Das der Bewertung der Auwälder zugrunde liegende vegetationskundliche Kriterienraster erscheint für eine erste flächendeckende Inventarisierung und Beurteilung durchaus sinnvoll.

Es ist jedoch zu beachten, daß die Bewertung auf einem überwiegend selektiven Aufnahmeverfahren beruht. Der "Grad der Natürlichkeit" ist keineswegs das einzige wertbestimmende Kriterium. Halbnatürliche, nutzungsgeprägte oder gar künstliche Ökosysteme können auch einen hohen ökologischen Wert besitzen, weil sie beispielsweise bedrohte oder seltene Arten beherbergen. Wäre das Kriterium "Grad der Natürlichkeit" das allein den ökologischen Wert bzw. die Schutzwürdigkeit eines Biotopes begründende Kriterium, dann wären alle naturfernen Kulturlandschaften oder etwa die Siedlungsbereiche ökologisch wertlos, obwohl in ihnen bedrohte oder seltene Tier- und Pflanzenarten leben. Eine umfassende ökologische Bewertung der Auenbiotope müßte ferner eine faunistische Bewertung beinhalten und sich dabei nicht nur auf die Auwälder beschränken, die ja nur ein Teil des Ökosystems Au sind, sondern auch die Gewässerelemente (Altarme, Gießen, Uferzone etc.) mitberücksichtigen.

Eine an das aktuelle vegetationskundliche Erscheinungsbild anknüpfende Bewertung sagt zuwenig über die Entwicklungspotentiale eines Biotops aus. Besteht, wie im vorliegenden Fall, die Aussicht, eine vorhandene Nutzungsform tiefgreifend zu verändern, insbesondere zu extensivieren oder ganz aufzugeben, so ist die Information, der Biotop befinde sich gegenwärtig in einem "naturfernen" Zustand, relativ banal, da nichts anderes angestrebt ist, als diese Naturferne zu überwinden. Zur Abschätzung der Entwicklungspotentiale in längerfristigen Zeiträumen sind die physischen Bedingungen, wie beim Auwald insbesondere die Wasserstandsdynamik, sowie das noch vorhandene floristische und faunistische Potential von entscheidender Bedeutung.

Die naturschutzfachliche Bewertung unterscheidet verschiedene Bewertungsansätze in Abhängigkeit von dem zu bewertenden Objekt, der Fragestellung und der zur Verfügung stehenden Datenlage. Eigenständige auf biologischen Daten aufbauende Bewertungsverfahren befinden sich derzeit noch in der Entwicklungs- und Erprobungsphase. Die Bewertungsansätze beruhen auf umfassenden biologischen Methoden der Datenaufnahme und der anschließenden Bewertung und unterscheiden sich vor allem im Hinblick auf die zugrunde gelegten Bewertungskriterien:
- populationsbezogene,
- biozönotische,
- flächenbezogene oder
- allgemeine landschaftsökologische Kriterien.

Die allgemeinen landschaftsökologischen Kriterien unterscheiden sich von den anderen Bewertungskriterien vor allem dadurch, daß sie mit geringerem Aufwand zu erheben sind und in der Praxis der naturschutzfachlichen Bewertung von Ökosystemen bislang bevorzugt werden. Ergänzend zum bereits genannten Kriterium "Grad der Natürlichkeit" werden bei den allgemeinen landschaftsökologischen Kriterien weitere Kriterien zugrundegelegt:
- Repräsentanz,
- Seltenheit des Biotoptyps,
- Komplexität,
- Reproduzierbarkeit, Alter.

Allgemeine Standort- und Struktureigenschaften, wie beispielsweise abiotische Umweltfaktoren (Licht, Hydrologie, Klima etc.) und das Nährstoffangebot, bestimmen in ihrer Ausprägung, Kombination und Dynamik den zu bewertenden Standort oder das Objekt (Vegetation, Habitat) und werden als wichtige Basisinformationen bei der naturschutzfachlichen Bewertung ebenfalls berücksichtigt (PLACHTER 1991, S. 180 ff.).

Die Darstellung der Ergebnisse der naturschutzfachlichen Bewertung für die Flußauen in Bayern können im einzelnen an dieser Stelle nicht weiter vertieft werden. Trotz der bestehenden Einwände ist die ökologische Zustandserfassung der bayerischen Alpenflüsse eine

wichtige Basis zur Erfüllung der fachlichen Ziele des Landesentwicklungsprogramms. In diesem Programm wurde bereits 1976 gefordert, daß die oberirdischen Gewässer möglichst naturnah zu erhalten sind: **"Die letzten naturnahen Flußlandschaften Bayerns dürfen nicht beeinträchtigt werden. Die noch vorhandenen naturnahen Waldbestände, insbesondere die Auwälder, sind nach Umfang und ökologischer Bedeutung zu erhalten"** (Landesentwicklungsprogramm Bayern vom 10.03.1976 zitiert nach BLFU 1983, S. 3).

Als Fazit der ökologischen Zustandserfassung fordern EDER & MEYER, daß zur Erfüllung der fachlichen Ziele des Landesentwicklungsprogramms an den bayerischen Alpenflüssen "der Anteil der bestehenden Naturschutzgebiete gegenüber dem bisherigen Bestand etwa vervierfacht und der an Landschaftsschutzgebieten nahezu verdoppelt werden" sollte (EDER & MAYER 1990, S. 265). Derzeit sind 7.773 ha als Naturschutzgebiete in der Auwaldstufe an den bayerischen Alpenflüssen ausgewiesen, weitere 4.739 ha sind geplant, und weitere 21.740 ha wurden als Naturschutzgebiete vorgeschlagen (BLFU, versch. Jahrgänge).

2.3.4 Übersicht über die letzten verbliebenen rezenten bayerischen Auwälder

Wie bereits oben dargestellt, besitzen rezente Auen aus der Sicht des Naturschutzes eine deutlich höhere ökologische Wertigkeit als fossile Auen. In der Erhebung des BLFU wurde keine Unterscheidung zwischen rezenten und fossilen Auen vorgenommen. Kleinere noch regelmäßig überflutete Auen sind an den bayerischen Alpenflüssen dennoch sehr zerstreut vorhanden. Größere zusammenhängende rezente Auwaldbereiche sind nur noch an der Donau zwischen Neu-Ulm und Ingolstadt sowie an der Isar zwischen Bad Tölz und Wolfratshausen, im Isarmündungsgebiet und dem südlich angrenzenden Naturschutzgebiet "Staatshaufen" zu finden (vgl. DISTER 1991; vgl. auch KUTTER & SPÄTH 1993).

• Auwald an der Donau zwischen Neu-Ulm und Deggendorf

Im Zusammenhang mit der ökologischen Zustandserfassung wurde die Donau zwischen Neu-Ulm und Deggendorf in 15 verschiedene Kartierungsabschnitte unterteilt. Die Länge der Donau zwischen Neu-Ulm und Deggendorf beträgt 292 km. Die gesamte Fläche der Auwaldstufe, welche die Donau im vorigen Jahrhundert noch als mäandrierender Wildfluß eingenommen hat, beträgt in diesem Flußabschnitt 38.024 ha. Davon entfallen 10.198 ha auf den Auwald einschließlich der Brennen und sonstigen Gehölze. Die Flächenangaben sind in der Tabelle 4 zusammengestellt. Dabei handelt es sich um die Kartierungsabschnitte von

- Ulm bis Ingolstadt (Kartierungsabschnitte 1 - 7),
- Ingolstadt bis Weltenburg (Kartierungsabschnitte 8 - 10),
- Weltenburg bis Deggendorf (Kartierungsabschnitte 11 - 15).

Tabelle 4: Nutzungsverteilung und ökologische Bewertung der Auwälder an der Donau zwischen Ulm und Deggendorf

Flußabschnitt	**1 - 7**	**8 - 10**	**11 - 15**	**1 - 15**
Nutzungsverteilung	**ha**	**ha**	**ha**	**ha**
Auwald	7.441	1.099	268	8.808
Sonstige Gehölze	451	164	518	1.133
Brennenartige Bestände	257	0	11	268
Gewässer	3.283	924	3.147	7.354
Landwirtschaft	3.742	2.006	11.644	17.392
Siedlung, Verkehr, Industrie	1.352	494	993	2.839
Abbau	191	18	21	230
Summe	**16.717**	**4.705**	**16.602**	**38.024**
Auwaldbewertung				
Naturnahe Auwälder u. Brennen	1.891	141	16	2.048
Bedingt naturnahe Auwälder	1.257	223	138	1.618
Entfernt naturnahe Auwälder	3.334	669	85	4.088
Naturferne Wälder	1.216	66	29	1.311
Sonstige Gehölze	451	164	518	1.133
Summe	**8.149**	**1.263**	**786**	**10.198**
Auwaldanteil in %	**48,7**	**26,8**	**4,7**	**26,8**

Quelle: BLFU, versch. Jahrgänge und eigene Berechnungen.

Vergleicht man den Auwaldanteil zwischen Ulm und Ingolstadt sowie zwischen Weltenburg und Deggendorf, dann fällt der hohe Waldanteil im erstgenannten Bereich auf. Im Abschnitt Ulm — Ingolstadt beträgt die Auwaldfläche einschließlich der brennenartigen Bestände und Gehölze an der Auwaldstufe 8.149 ha (48,7 %). Im Abschnitt Weltenburg — Deggendorf sind es lediglich 786 ha (4,7 %). Bei der landwirtschaftlichen Nutzfläche ergibt sich ein umgekehrtes Verhältnis. Im Abschnitt Ulm — Ingolstadt werden 3.742 ha (22,4 %) der Auwaldstufe landwirtschaftlich genutzt. Im Flußabschnitt Weltenburg — Deggendorf überwiegt mit 11.644 ha (70,1 %) dagegen ganz eindeutig die landwirtschaftliche Nutzung. Als Ursache hierfür sind die günstigen Voraussetzungen für die landwirtschaftliche Nutzung infolge der bereits erfolgten Flußregulierungen bzw. -verbauungen und die anschließenden Rodungen der früheren Auwälder zu sehen. Zudem ist hervorzuheben, daß die Donau im Bereich Regensburg — Vilshofen die äußerst fruchtbaren Gäuböden des Dungaus durchströmt und somit optimale landwirtschaftliche Produktionsbedingungen gegeben sind. Somit läßt sich festhalten, daß sich die Nutzungsverteilung, in den regelmäßig überfluteten Auen an der Donau, in zwei Gruppen aufteilen läßt: Zum einen dominiert ganz deutlich die forstwirtschaftliche Nutzung im Bereich Neu-Ulm — Ingolstadt. In diesem Abschnitt konzentrieren sich immerhin ca. 80

% der Auwälder im gesamten rezenten Auenbereich an der bayerischen Donau! Mit 4.013 ha befinden sich die größten, nahe zusammenliegenden Auwälder an der Donau zwischen Neu-Ulm und Höchstädt (Kartierungsabschnitte 1, 2 und 3). Im Bereich der Kartierungsabschnitte 6 und 7 von Marxheim bis Ingolstadt befindet sich mit 3.722 ha die zweitgrößte, nahe zusammenliegende Auwaldfläche an der Donau. Zum anderen wird die Aue im Flußabschnitt Ingolstadt — Deggendorf überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Der Abschnitt zwischen Weltenburg und Deggendorf entspricht hinsichtlich des Auwaldanteils dem Durchschnitt im gesamten rezenten Auenbereich an der Donau.

•Auwald an der Isar zwischen Bad Tölz und Wolfratshausen

In dem 32,2 km langen Abschnitt zwischen Bad Tölz und Wolfratshausen durchfließt die Isar das bis zu acht km breite Becken der Wolfratshauser Gletscherzunge. Das Flußtal wird beiderseits von den steil hochragenden Erosionsflanken der ehemaligen Gletscherzunge begrenzt (SEIBERT & ZIELONKOWSKI 1972). Die Fläche der Auwaldstufe beträgt ca. 1.220 ha. Da die grobkiesigen Standorte mit nur dünner Rohbodenauflage eine landwirtschaftliche Nutzung nicht zulassen, überwiegt in der Nutzungsverteilung ganz deutlich der Auwaldanteil. Mit knapp 75 % liegt er weit über dem Durchschnitt der anderen kartierten Flußabschnitte an der Isar. Bemerkenswert ist auch mit ca. 90 % der überdurchschnittliche Anteil der naturnahen bzw. bedingt naturnahen Auwälder. Die bereits erwähnten großflächig zusammenhängenden Schneeheide-Kiefernwälder befinden sich vor allem zwischen Roßwies und Schäftlarn.

• Auwald im Bereich der Isarmündung

Das Isarmündungsgebiet liegt innerhalb des 9. Kartierungsabschnitts der ökologischen Zustandserfassung an der Isar. In diesem Flußabschnitt durchfließt die Isar mit einer Länge von 20,5 km den Abschnitt zwischen Ettling und Deggendorf. Die gesamte Fläche der Auwaldstufe beträgt in diesem Abschnitt 3.078 ha. Das eigentliche Isarmündungsgebiet erstreckt sich unterhalb von Plattling bis zur Mündung in die Donau. Die teilweise tiefgründigen, feinsandig-schluffigen Schwemmlandböden des Isarmündungsgebiet lagern auf karbonatreichen Schottern alpinen Ursprungs. Besonders hervorzuheben sind die kleinräumig wechselnden Bodenarten von lehmigen Sand bis Lehm, die infolge der Überschwemmungen entstanden sind (ZAHLHEIMER 1991).

Flächenmäßig überwiegen die von zahlreichen Altwässern und Brennen durchsetzten Auwälder im Isarmündungsgebiet beiderseits der Isar sowie bis Isarmünd südlich der Donau. Die Nutzungsverteilung weist mit ca. 52 % einen hohen Auwaldanteil aus. Von Niederpöring bis Plattling befinden sich beiderseits der Isar größere zusammenhängende Auwaldbereiche sowie zahlreiche Altarme. In dem Abschnitt von Isarmünd bis Thundorf befindet sich ebenfalls noch ein größerer zusammenhängender Auwaldbereich. Dieser Abschnitt wurde bei der ökologischen Zustandserfassung im Kartierungsabschnitt 16 der Donau kartiert und bewertet. Da das Isarmündungsgebiet aus Teilabschnitten der einzelnen Kartierungsabschnitte

an der Isar und der Donau besteht können auf der Grundlage des vorliegenden Datenmaterials, keine genauen Flächenangaben zur Nutzungsverteilung und zur Auwaldbewertung gemacht werden. Die naturnahen Auwälder konzentrieren sich vor allem im westlichen Bereich der Isar zwischen Schiltorn und der Isarmündung. Die bedingt naturnahen Auwälder befinden sich ebenfalls westlich der Isar zwischen Plattling und der Mündung. Die Auwälder östlich der Isar wurden überwiegend mit dem Prädikat "entfernt naturnah" bis "naturfern" ausgezeichnet. Lediglich die östlich des Hochwasserdammes bis Isarmünd stockenden Auwälder wurden als bedingt naturnah eingestuft. Zu dieser Einstufung sei an den Kommentar in Abschnitt 2.3.3 erinnert.

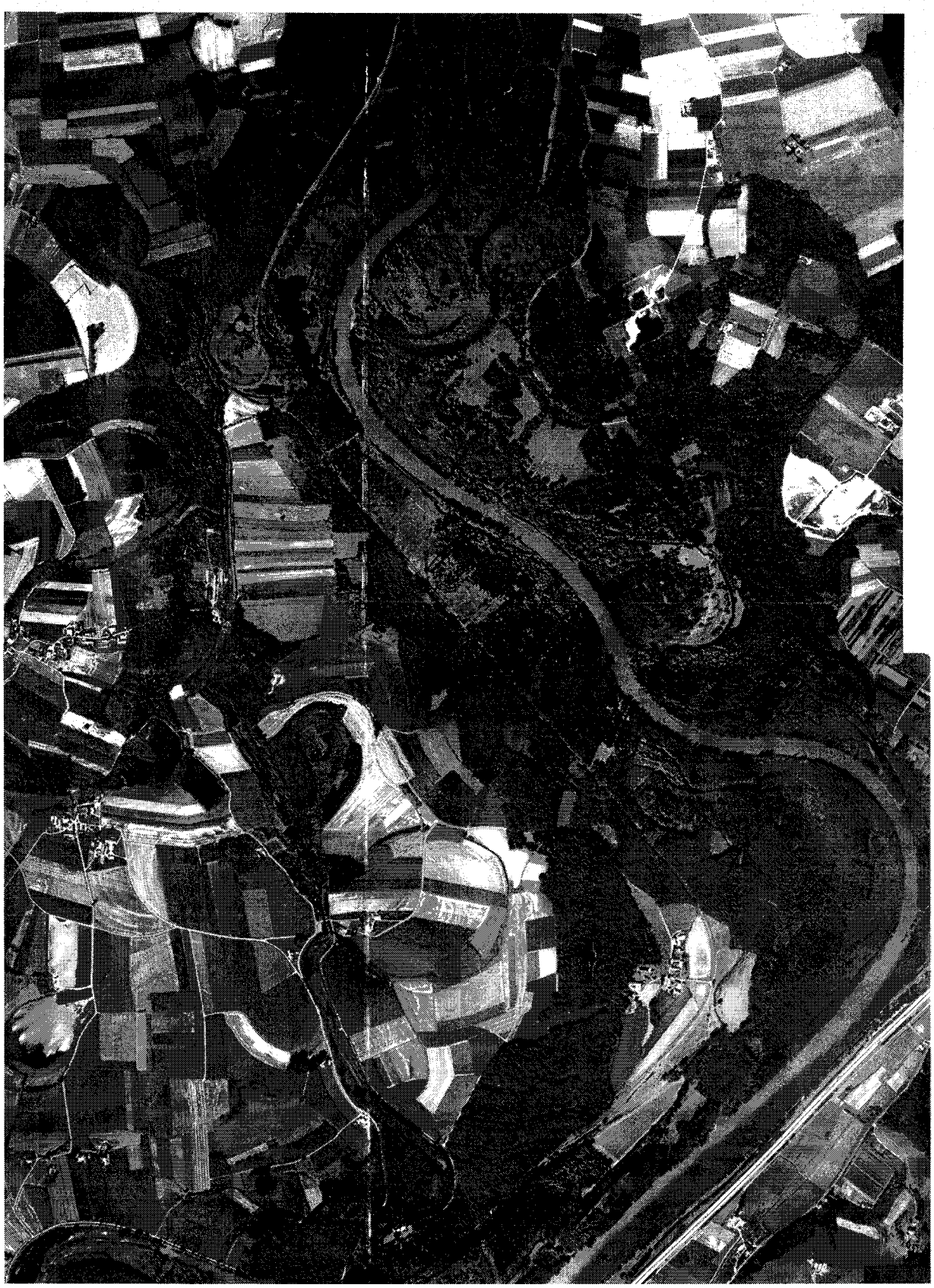
Im Isarmündungsgebiet ist die Fläche der rezenten Aue auf die Dammvorländer beschränkt. Diese Fläche entspricht in etwa dem Kernbereich I des Pflege- und Entwicklungsplans zum Naturschutzvorhaben mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung und umfaßt ca. 523 ha (SCHALLER et al. 1992).

2.4 Die ökologische Bedeutung des Isarmündungsgebietes

2.4.1 Allgemeine Beschreibung des Isarmündungsgebietes

Im vorigen Jahrhundert war die Landschaft des Isarmündungsgebietes noch eine ausgesprochene Flußwildnis mit starker Mäandrierung der Isar und einer überwiegend natürlichen Pflanzenwelt. HOFMANN beschreibt das Isarmündungsgebiet vor den ersten grundlegenden wasserwirtschaftlichen Eingriffen als "eine weite, großenteils vegetationslose Sandfläche" (HOFMANN 1883, S. XIV). Die ersten wasserwirtschaftlichen Eingriffe erfolgten durch die Begradigung der Isar (1888-1898) und den Bau der Hochwasserdämme (1910-1914) (LINHARD 1964, S. 16 f.). Die Eingriffe führten bereits zu dieser Zeit zu einer Beeinträchtigung der ursprünglichen Flußlandschaft, indem zum einen das Hauptgerinne der Isar vorgegeben und zum zweiten durch den Dammbau die Aue in einen rezenten und einen fossilen Bereich unterteilt wurde.

Wie die **Luftbildaufnahme** auf der folgenden Seite zeigt, ist trotz dieser Eingriffe auch heute noch deutlich die Struktur des weitverzweigten ursprünglichen Flußsystems erkennbar. Die Oberflächengewässer zwischen den Hochwasserdämmen sind weitgehend in ihrem natürlichen Zustand erhalten geblieben. Beiderseits des Hauptgerinnes der Isar durchziehen die zahlreichen, durch Abtrennung entstandenen, ehemaligen Flußschleifen und -arme kilometerlang das in Jahrtausenden entstandene Mündungsgebiet. Teilweise werden diese Altarme noch durchflossen und versorgen bei Überschwemmungen bzw. durch die Grundwasserstände die zahlreichen, vom Fließgeschehen abgetrennten Kleingewässer. Je nach Höhe des Wasserstandes bereichern, besonders in den Sommermonaten, wenn die Schnee- und Eisschmelze in den Alpen in das sommerliche Niederschlagsmaximum



übergeht, zahlreiche Tümpel und Weiher das vielfältige Gewässermosaik dieser einzigartigen Mündungslandschaft.

Flächenmäßig überwiegen unterhalb von Plattling beiderseits der Isar sowie südlich der Donau bis Isarmünd die von zahlreichen Altwässern und Brennen durchsetzten Auwälder. An der Donau befindet sich von Isarmünd bis Thundorf ebenfalls noch ein größerer zusammenhängender Auwaldbereich, an den sich in östlicher Richtung das, aus avifaunistischer Sicht besonders wertvolle und während der Vegetationsperiode sehr schwer zugängliche, Naturschutzgebiet "Staatshaufen" anschließt.

Das als Naturschutzvorhaben mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung ausgewiesene Projektgebiet "Mündungsgebiet der Isar" (im folgenden: "Isarmündungsgebiet"), innerhalb dessen sich die zum Tausch angebotenen Flächen der Gräflichen Forstbetriebe befinden (im folgenden: "Auwald Isarmündung"), wurde in zwei Projektzonen aufgeteilt und umfaßt ca. 2.800 ha. Die Projektzone I (ca. 900 ha) ist in elf Kernbereiche aufgeteilt, wovon sich acht innerhalb des Auwaldgürtels entlang der Isar bis zur Mündung in die Donau und drei in den isarfernen, durch die Hochwasserdämme abgetrennten, Stromlandschaften befinden. Die Projektzone II umschließt räumlich die erste Projektzone und umfaßt ca. 1.900 ha.

2.4.2 Die ökologischen Besonderheiten des Isarmündungsgebietes

Das Isarmündungsgebiet ist in seinem Bestand, seinen Funktionen und seiner noch vorhandenen Dynamik eines der bedeutendsten Auenlandschaften in Mitteleuropa. Aufgrund seiner hervorragenden ökologischen Bedeutung wurde es, wie schon erwähnt, als ein Projektgebiet und schutzwürdiger Teil von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung ausgewiesen und wird als Naturschutz-Großprogramm vom Bund mit 20 Mio. DM gefördert (ZAHLHEIMER 1991).

Neben dem dauerhaften Erhalt von Naturlandschaften ist die "Sicherung und Entwicklung von kulturhistorisch typischen Landschaftsteilen" ein wesentliches Ziel des Förderprogramms, mit dem ein wichtiger Beitrag "für das überkommene nationale Erbe (...) in Verantwortung vor den zukünftigen Generationen" erbracht werden soll (BLAB et al. 1991, S. 4). Seit der Einführung der Förderprogramme im Jahre 1979 sind bis 1990 etwa 19 verschiedene Vorhaben gefördert worden, von denen 8 Projekte bereits abgeschlossen waren. An die Vergabe der Fördermittel werden besonders hohe Auswahlkriterien gestellt. Zu diesen Kriterien zählen:
- Repräsentanz,
- Natürlichkeit, Naturnähe und typische Ausprägung,
- Großräumigkeit,
- Gefährdung sowie

- Einmaligkeit, Unersetzbarkeit und Beispielhaftigkeit (vgl. BLAB et al. 1991).

Die Förderung des Isarmündungsgebietes als Naturschutzgroßprojekt des Bundes ist daher als eine besonders hohe Auszeichnung anzusehen, da es sich aufgrund seiner Flächenausdehnung, Komplexität, Naturausstattung und regionaltypischen Ausprägung deutlich von den üblichen Schutzgebieten hervorhebt. Der besondere Wert gründet sich im wesentlichen auf folgende Umstände:

(1) Es besteht die einzige Mündungssituation eines Alpenflusses in die Donau mit intakter Wasserstandsdynamik.
(2) Die biogeographische Situation ist einmalig.
(3) Das Inventar schutzwürdiger Arten ist bedeutend.
(4) Es existiert ein Mosaik von unterschiedlichen hochwertigen und weiter entwicklungsfähigen Teil-Ökosystemen (ZAHLHEIMER 1991).

2.4.3 Wasserstandsdynamik

Zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen dieser Eingriffe unterteilte MÜLLER (1991) den Natürlichkeitsgrad an den ehemaligen mitteleuropäischen Wildflußlandschaften hinsichtlich des Vorkommens der typischen Pioniervegetation in vier Kategorien:

- naturnahe Wildflußlandschaften (Kategorie 1),
- gestörte Wildflußlandschaften (Kategorie 2),
- stark gestörte Wildflußlandschaften (Kategorie 3) und
- zerstörte Wildflußlandschaften (Kategorie 4).

Die Läufe der bayerischen Alpenflüsse und ihre Mündungen die Donau sind infolge der bereits beschriebenen wasserbaulichen Eingriffe in unterschiedlichem Maße von Veränderungen betroffen. In den meisten Auen ist die ursprüngliche Dynamik jedoch nur noch eingeschränkt vorhanden. Durch wasserbauliche Maßnahmen und die Dämpfung der Hochwasserspitzen wird zum einen die gestaltende Kraft des Wasser- und Geschiebehaushaltes in den rezenten Auenlandschaften weitgehend unterbunden. Zum anderen werden nur noch Feinsedimente auf den verbliebenen Schotterflächen abgelagert. Infolge des erhöhten Nährstoffeintrages in die Gewässer verändern sich zudem die flußtypischen Lebensgemeinschaften. So entwickelte sich durch den Bau des Sylvensteinspeichers in kurzer Zeit aus einer ehemals oligotraphenten Kiesbankvegetation eine eutraphente geprägte Vegetation mit Barbarakrautflur und ausdauernden Ruderalgesellschaften (JERZ et al. 1986, SEIBERT & ZIELONKOWSKI 1972).

Wie nicht anders zu erwarten, befinden sich **naturnahe** Wildflußlandschaften mit intakten Lebensgemeinschaften nur noch an wenigen Oberläufen, wie am Oberen Lech bei Forbach, sowie, trotz der Eingriffe in den Wasser- und Geschiebehaushalt, an der Oberen Isar.

Werden die Oberläufe verlassen, so wird es immer schwerer, auch nur die Kategorie 2 der Güteabstufung (gestörte Wildflußlandschaften) wiederzufinden. Dies gilt erst recht für die Mündungsgebiete der Alpenflüsse. Im einzelnen werden Unterlauf und Mündung **Iller** von MÜLLER als **stark gestört** und die Mündungen von **Lech** und **Inn** infolge des Verlustes ihres Fließwassercharakters durch Aufstau als **zerstört** eingestuft. Der rasche Vegetationswandel in den nicht mehr regelmäßig überfluteten und durch sonstige Wasserbaumaßnahmen beeinträchtigten Flußlandschaften führt dazu, daß sich an diesen Alpenflüssen die ursprünglich vorhandene Auenzonation zu einer zonalen Waldvegetation entwickelt (MÜLLER 1991, S. 26).

Vor diesem Hintergrund hebt sich die Einstufung der Isarmündung in die zweitbeste Kategorie, nämlich als **gestörte** Wildflußlandschaft stark ab. Eine noch bessere Einstufung verbietet sich schon dadurch, daß die Isar in ein permanentes Bett gezwungen wurde und es mithin keine Dynamik quer zur Fließrichtung (Verlagerung des Flußlaufes, Bildung neuer Altwässer u.a.) mehr geben kann. Auch kann der Geschiebehaushalt aufgrund der starken Regulierung im größeren Teil der Fließstrecke oberhalb der Mündung nicht natürlich sein. Eine schwere ökologische Einbuße besteht ferner darin, daß uneingeschränkte Organismenwanderungen (insbesondere der "Alpenschwemmlinge") ebensowenig wie an anderen Alpenflüssen mehr möglich sind. Dies kann jedoch die entscheidende ökologische Qualität des Isarmündungsgebietes im Vergleich mit allen anderen Alpenflüssen nicht verkleinern: Nur hier gibt es starke jahreszeitliche Wasserstandsschwankungen, welche den gesamten heutigen Pappelwald innerhalb der Hochwasserdämme regelmäßig überfluten. Hierdurch hebt sich das Isarmündungsgebiet von dem ebenfalls ökologisch hochrangigen Auengebiet der Donau an ihrem bayerischen Oberlauf unterhalb von Ulm ab, da der Fluß dort noch ausgesprochenen Mittelgebirgscharakter trägt und auch früher nicht im Bereich der durch die wasserreichen Alpenflüsse Lech, Isar und Inn hervorgerufenen Wasserstandsschwankungen lag. Nicht zu vergessen ist schließlich, daß sich die Verhältnisse der Isarmündung auch an keinem anderen vergleichbaren Strom in Deutschland wiederfinden. Selbst der berühmte Auwald "Taubergießen" am Oberrhein kennt wegen der Stauhaltungen keine regelmäßigen Überschwemmungen mehr und wird daher von HÜGIN & HEINRICHFREISE (1992) als "Bastardaue" bezeichnet. Erst unterhalb der Staustufe Iffezheim bei Karlsruhe gibt es am Rhein wieder eine gewisse Wasserstandsdynamik, die Verhältnisse sind jedoch ökologisch denen der Donau weit entfernt.

Daher ist es keine Übertreibung, wenn das Isarmündungsgebiet als die **einzige Mündungssituation eines Alpenflusses in die Donau mit weitgehend intakter Wasserstandsdynamik** bezeichnet wird. Dies ist einmalig, selbst wenn die Fläche der rezenten Aue auf die Dammvorländer beschränkt ist, welche besonders in den Monaten April bis August im Mittel ein- bis zweimal jährlich überschwemmt wird, wobei es zum Eintrag von Nährstoffen und Substraten sowie einem Austausch von Organismen und Diasporen kommt, die der Tier- und Pflanzenwelt ihre besondere Dynamik verleihen. Wenn es nicht schon zahlreiche Gründe dafür gäbe, einen solchen einmaligen Biotop zu erhalten und zu entwickeln, so würde allein das Bedürfnis, ihn als **Forschungsobjekt** bestehen zu lassen, seinen Schutz hinreichend begründen (vgl. FOECKLER & BOHLE 1991)

2.4.4 Biogeographische Situation

Seit dem Ende der letzten Eiszeit waren und sind die Flußtäler sowohl flußabwärts als auch flußaufwärts wichtige Ausbreitungs- und Wanderwege für Pflanzen, Tiere und den Menschen. Auch das Donau- und Isartal ist mit seinen großen und unterschiedlichen Einzugsgebieten eine wichtige Wander- und Ausbreitungsachse für Pflanzen und Tiere. Das Isarmündungsgebiet beheimatet als **biogeographischer Knotenpunkt** sowohl Arealrand-Vorkommen aus südosteuropäischen Ländern als auch Vorposten-Vorkommen aus dem Alpenbereich, die an der Donau ihre nördliche Verbreitungsgrenze finden.

Als Beispiel ist der Furchenwasserkäfer (Helophorus villosus) zu nennen, der von der Mündung der Donau in das Schwarze Meer isaraufwärts zum Isarmündungsgebiet gewandert ist (HEBAUER 1983, zit. nach ZAHLHEIMER 1991, S. 41). Aber auch bei den Pflanzen gibt es einige seltene Arten, die als typische Stromtalpflanzen bekannt sind und sowohl aus südosteuropäischen Gebieten donauaufwärts, als auch von den Alpen isarabwärts in das Isarmündungsgebiet gelangt sind. Zu den bekanntesten osteuropäischen Pflanzenarten zählt die Schellenblume (Adenophora liliifolia). GAGGERMEIER (1991) beschreibt den dramatischen Rückgang dieser wärmeliebenden Pflanze der osteuropäischen Waldsteppe, die im Isarmündungsgebiet ihr westlichstes Vorkommen hat. Weitere typische osteuropäische Stromtalpflanzen sind die Glanz-Wolfsmilch (Euphorbia lucida), der Langblättrige Ehrenpreis (Veronica longifolia), das Grauscheidige Federgras (Stipa joannis) und das Rauhe Mariengras (Hierochloe hirta). Zu den circumalpinen Arten, den sog. Alpenschwemmlingen, gehören die Lavendelweide (Salix eleagnos), die Dunkle Akelei (Aquilegia atrata), das Rostrote Kopfriet (Schoenus ferrugineus) und das Bunte Reitgras (Calamagrostis varia) (ZAHLHEIMER 1991).

Die biogeographische Dynamik ist zwar infolge der anthropogenen Überformung der Landschaft gelegentlich eingeschränkt (wie z.B. beim Stau von Flüssen), jedoch wird sie keines-

wegs unterbunden. Im Gegenteil haben Strukturen wie Eisenbahnlinien großen Einfluß auf die Floren- und Faunengeschichte der letzten 150 Jahre gehabt, vom (oft problematischen) Ferntransport über ganze Kontinente hinweg ganz abgesehen. Die auf Grund ihrer Knotenpunktlage für die räumliche Dynamik bedeutsamen Biotope wie das Isarmündungsgebiet erhalten durch diesen Aspekt einen zusätzlichen Wert, dessen Relevanz in Zukunft beträchtlich, wenn nicht gar dramatisch steigen kann. Anthropogene Klimaveränderungen werden Artenwanderungen auch in Europa auslösen, deren Konsequenzen selbst für die besten ökologischen Experten weitgehend im Dunkeln liegen. Es ist ein Akt vernünftiger Vorsorge, auch aus diesem Grund ein Netz leistungsfähiger Biotope als Trittsteine oder Refugien in Regionen hoher biogeographischer Dynamik zu unterhalten.

2.4.5 Tier- und Pflanzenwelt

Als Verbindungsbereich zwischen Fluß und Land weisen die Auen in ursprünglichen Landschaften eine hohe Diversität in Raum, Struktur und Zeit auf. Flußbegleitende Auen und insbesondere die Mündungsbereiche gehören zu den artenreichsten Großlebensräumen in Mitteleuropa. Auf einigen km² finden sich im mitteleuropäischen Auwald über 1.000 Käferarten, fast alle europäische Amphibienarten, 400 bis 500 Großschmetterlingsarten und über 150 Vogelarten (GERKEN 1988, S. 29). In einer Studie für das österreichische Umweltministerium schätzt GEPP, daß in den naturgemäßen Auen der Unterlaufbereiche mindestens 12.000 Tier- und Pflanzenarten beheimatet sind (GEPP 1986). Dieser hohe Artenreichtum von Auwaldökosystemen ist abhängig von
- der Flächengröße,
- der natürlichen Dynamik sowie
- dem räumlichen Zusammenhang entlang des Flußlaufes (PLACHTER 1991, S. 153).

Aufgrund der ungewöhnlich hohen Struktur- und Standortvielfalt sowie der besonderen Standortbedingungen weist das Isarmündungsgebiet einen hohen Artenreichtum auf und ist Lebensraum für zahlreiche extrem gefährdete Pflanzen- und Tierarten. Besonders hervorzuheben ist auch die ungewöhnliche limnologische Vielfalt der zahlreichen Altwässer, Gießen, Flachweiher und periodisch überschwemmten Mulden. Der Artenreichtum des Gebietes ist insbesondere auf die bis zum vorigen Jahrhundert unbeeinflußte Mündungssituation und die besondere biogeographische Lage entstanden. Aus floristischer und faunistischer Sicht wird daher die landesweite Bedeutung des Isarmündungsgebietes gegenüber den bereits geschädigten und insbesondere auch gegenüber den noch rezenten Auen deutlich:

• Besondere Bedeutung des Isarmündungsgebietes aus floristischer Sicht

Die Flora des Isarmündungsgebietes wurde bereits Mitte des vorigen Jahrhunderts von SENDTNER umfassend und gründlich erforscht (SENDTNER 1854). LINHARD kommt in seiner pflanzensoziologischen Studie zu dem Ergebnis, daß trotz der wasserbaulichen und menschlichen Eingriffe im Mündungsgebiet der Isar eine überwiegend recht natürliche Auenvegetation anzutreffen sei (LINHARD 1964, S. 70).

Im Zusammenhang mit dem Naturschutzgroßprojekt des Bundes wurde ein Pflege- und Entwicklungsplan für das Isarmündungsgebiet erstellt. Als Ergebnis der Einzelartenkartierung Gefäßpflanzen wurde festgestellt, daß das Gebiet bereits sehr gut durchforscht ist. Von den 516 festgestellten Gefäßpflanzen sind 115 Arten, also nahezu ein Viertel, in der Roten Liste Bayerns verzeichnet. Hinsichtlich der einzelnen Gefährdungstufen ergibt sich nach der bayerischen Rote-Liste ein Bild wie in der Tabelle 5.

Tabelle 5: Arteninventar bei Farn- und Blütenpflanzen im Isarmündungsgebiet sowie Anteil von "Rote-Listen-Arten"

Insgesamt geschätzte Arten	ca. 550
davon "Rote-Liste-Arten":	
Vom Aussterben bedroht (Rote Liste 1)	4
Stark gefährdet (Rote Liste 2)	14
Gefährdet (Rote Liste 3)	77
Geschützt (Rote Liste 4)	19
Summe Rote-Liste-Arten	114

Quelle: SCHALLER et al. 1992, S. 70.

Dieser hohe Anteil von Rote-Liste-Arten verdeutlicht die floristische Bedeutung des Isarmündungsgebietes. Aufgrund von Zuordnungsschwierigkeiten und Kartierungsdefiziten im Bereich trivialer Arten wird insgesamt von mindestens 550 Farn- und Blütenpflanzen im Gebiet ausgegangen. Bei der Pilzflora konnten (mit Sicherheit unvollständig) 239 Arten nachgewiesen werden, von denen 17 als gefährdet verzeichnet sind. Als Erstfund für die Bundesrepublik Deutschland ist die ursprünglich aus Nordamerika beschriebene Art Crepidotus crocophyllus besonders erwähnenswert (SCHALLER et al. 1992, S. 46 f.).

•Besondere Bedeutung des Isarmündungsgebietes aus faunistischer Sicht — dargestellt an ausgewählten Tiergruppen

Im Gegensatz zur Flora ist die Fauna des Isarmündungsgebietes noch nicht so umfassend erforscht. Erste systematische Untersuchungen der Avifauna des Isarmündungsgebietes wiesen jedoch bereits in den 30er Jahren auf dessen hohe Bedeutung hin (vgl. SPRANGER 1926, POLL 1927). Im Zusammenhang mit dem geplanten Donauausbau zwischen Straubing und Vilshofen wurde erstmals, auch für das Isarmündungsgebiet, eine Zusammenschau über die Verbreitung und das Vorkommen von Mollusken, Käfern, Fischen, Amphibien, Reptilien, Vögeln und Säugetieren vorgenommen (OAG 1978). Mit dem Pflege- und Entwicklungsplan wurde nun eine umfassendere, aber auch nicht vollständige Dokumentation jüngeren Datums über die Fauna des Isarmündungsgebietes vorgelegt.

Aufgrund der noch intakten Wasserstandsdynamik und der damit verbundenen standörtlichen Vielfalt dominieren in der Fauna der Pionierstandorte überwiegend spezialisierte Tiergruppen, die dieser Dynamik angepaßt sind und aufgrund ihrer kurzen Entwicklungszeit die neuen Lebensräume schnell wieder besiedeln können. Besonders hohe Artenzahlen weisen dabei vor allem Lauf- und Kurzflügelkäfer sowie Spinnen auf (MÜLLER 1991, S. 18). Aus faunistischer Sicht sind folgende Strukturtypen von Bedeutung:

- Saumstrukturen entlang von Wegen, Gräben und Waldrändern,
- Magerrasen bzw. magere Grasfluren (insbesondere auch die Hochwasserdämme),
- naturnahe Gewässerufer im Bereich der Altwässer,
- Sukzessionsflächen im Bereich der ehemaligen Kiesabbauflächen,
- aufgelassene Streuwiesen,
- Feuchtstrukturen (Seggenrieder, Röhrichte).

Die für den zoologischen Artenschutz wertvollsten Flächen befinden sich etwa bei Fluß-km 4 beiderseits der Isar im Bereich der Altwasserkomplexe "Höllgries", "Zaunergries" und "Starzenbacher Holz". Im folgenden soll exemplarisch, anhand von ausgewählten Tiergruppen, die besondere Bedeutung des Isarmündungsgebietes aus faunistischer Sicht verdeutlicht werden:

• Mollusken

Das Isarmündungsgebiet weist eine sehr reichhaltige und äußerst wertvolle wasserlebende Weichtierbesiedlung auf. Da sich ihr Lebensraum auf einen genau abgegrenzten Bereich erstreckt, ist sie besonders auf die Lebensbedingungen der näheren Umwelt angewiesen. Ihren Verbreitungsschwerpunkt haben die Mollusken in erster Linie im aquatischen und semiaquatischen Bereich der Altwässer insbesondere im Bereich der "Hafnermühle" unterhalb von Plattling sowie bei der "Maxmühle". Insgesamt wurden 50 wasserlebende Weichtierarten (32 Wasserschnecken- und 18 Muschelarten) nachgewiesen. Viele Arten haben eine hohe regionale

und überregionale Bedeutung für den Artenschutz. Etwa die Hälfte der lebend nachgewiesenen Arten sind landes- und bundesweit vom Aussterben bedroht, stark gefährdet oder gefährdet. Überregionale Bedeutung besitzen u.a. folgende vom Aussterben bedrohte Arten: Zierliche Tellerschnecke (Anisus vorticulus), Roßmählers Posthörnchen (Gyraulus rossmaessleri) und Kugelige Erbsenmuschel (Pisidium pseudosphaerium) (SCHALLER et al. 1992, S. 124 u. 139; vgl. auch OAG 1978, S. 18 f.).

• **Käfer**

Bei den Käfern wird besonders die wichtige Funktion des Isarmündungsgebietes als biogeographischer Knotenpunkt und auch als Rückzugsgebiet deutlich, da zum einen viele der nachgewiesenen Arten ihren Hauptverbreitungsschwerpunkt im Alpenvorland haben und zum anderen die großflächig zusammenhängenden Auwälder ein wichtiges Refugium für viele vom Aussterben bedrohte Käferarten ist. Besonders hervorzuheben sind der Gesprenkelte Tauchschwimmkäfer (Rhantus consuptus) und der Käfer Europaea distincta, welche sonst nur noch aus der Pupplinger Au bekannt sind. Eine Rarität ersten Ranges ist die Käferart Hygrotus versicolor ab. semilineatus, dessen Vorkommen **weltweit** nur im Isarmündungsgebiet bekannt ist (OAG 1978, S. 22).

• **Fische**

Bei der Betrachtung der Fischfauna wird ebenfalls die besondere Bedeutung der Knotenpunktlage des Isarmündungsgebietes deutlich. Das Artenspektrum der Donau und der Isar ist weitgehend identisch. Zahlreiche seltene und weltweit vom Aussterben bedrohte Arten sind aus der Donau in das Mündungsgebiet eingewandert. In der Isar wurden die endemischen Barscharten Schrätzer (Gymnocephalus schraetser) und Streber (Zingel streber) sowie weitere gefährdete Arten wie bspw. der Frauennerfling (Rutilus pigus virgo), der Schneider (Alburnoides bipunctadus, Rote-Liste 2) und der Zobel (Abramis sapa, Rote-Liste 3) nachgewiesen. Den zahlreichen gut erhaltenen Altwässern des Gebietes kommt somit auch eine besondere Refugialfunktion dieser extrem seltenen und zum Teil weltweit vom Aussterben bedrohten Arten zu (SCHALLER et al. 1992, S. 129 u. 140).

• **Amphibien**

Aufgrund der noch intakten Überschwemmungssituation befinden sich im Isarmündungsgebiet sowohl terrestrische als auch aquatische Lebensräume, die regelmäßig und episodisch überflutet werden bzw. trocken fallen. Daher ist der Artenreichtum der Amphibien in den von zahlreichen Altwässern durchzogenen Auwäldern des Deichvorlandes ungewöhnlich groß. Obwohl die drei Braunfroscharten Moorfrosch (Rana arvalis), Springfrosch (Rana dalmatina) und Grasfrosch (Rana temporaria) unterschiedliche Laich- und Habitatansprüche aufweisen, ist das gleichzeitige Vorkommen dieser drei Arten besonders bemerkenswert. Der Moorfrosch zählt in Bayern zu den vom Aussterben bedrohten Ampibienarten. Mit einem Bestand von

etwa 1.300 Tieren kommt dem Isarmündungsgebiet eine besondere Bedeutung aus zwei Gründen zu: Zum einen handelt es sich um ein abgeschlossenes Verbreitungsgebiet und zum anderen befindet sich hier das bedeutendste südbayerische Vorkommen des Moorfrosches. Seinen Verbreitungsschwerpunkt hat der Moorfrosch im rechten Isarmündungsbereich und dem sich anschließenden rechten Donauvorland sowie im linken Isarvorland zwischen Schiltorn und Scheuer (SCHALLER et al. 1992, S. 116).

• **Vögel**

Auf die reichhaltige Vogelwelt des Isarmündungsgebietes wurde bereits hingewiesen. Der hohe avifaunistische Wert war auch ein wichtiger Grund für die Unterschutzstellung des Gebietes. Im Gegensatz zu den Mollusken sind die Vögel sehr mobil und reagieren schnell auf Umweltveränderungen. Bei den Untersuchungen zum Pflege- und Entwicklungsplan wurden die Ergebnisse der ornitho-ökologischen Untersuchungen der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Ostbayern (OAG) aus den 70er Jahren mit dem jetzigen Zustand verglichen. Dabei wurde deutlich, daß viele der Rote-Liste-Arten und weitere indikatorisch wichtige Arten bereits ausgestorben oder stark zurückgegangen sind. Von diesem Rückgang sind vor allem Arten betroffen, die in Verlandungsbereichen brüten, die auf relativ klares Wasser angewiesen sind und solche, die auf extensiv bewirtschaftete, landwirtschaftlich genutzte Flächen angewiesen sind. Bei den typischen Waldvogelarten konnte dagegen bei einigen Arten eine Zunahme festgestellt werden, was vor allem auf den höheren Anteil älterer Pappelbestände zurückgeführt wird (SCHALLER et al. 1992, S. 112 f.). Im Isarmündungsgebiet wurden insgesamt 113 Vogelarten nachgewiesen, von den 38 Arten gefährdet sind. Zu den besonders erwähnenswerten Vogelarten ist das vom Aussterben bedrohte Tüpfelsumpfhuhn (Porzana porzana) sowie die stark gefährdeten Vogelarten Rohrweihe (Circus aeruginosus), Bekassine (Gallinago gallinago), Mittelspecht (Dendrocopus medius) und das Weißsternige Blaukehlchen (Luscinia svecia cyanecula) zu nennen. Das Weißsternige Blaukehlchen hat hier zudem das bedeutendste mitteleuropäische Vorkommen. Darüber hinaus ist das Gebiet als Rast- und Auftankstation für ziehende Vogelarten, insbesondere für Wat- und Singvögel bedeutsam (ZAHLHEIMER 1991, S. 41).

Obwohl der Kenntnisstand hinsichtlich des Vorkommens und der Verbreitung bei einzelnen Tiergruppen noch lückenhaft bzw. nicht systematisch erforscht ist, ist als Ergebnis der bisherigen faunistischen Untersuchungen zusammenfassend festzuhalten, daß dem Isarmündungsgebiet ein **sehr hoher Stellenwert im zoologischen Artenschutz** zukommt, da es eine Vielzahl artenreicher Lebensgemeinschaften mit verschiedenen extrem seltenen oder bedrohten Tierarten beherbergt. Viele Arten haben hier landesweit ihr einziges Vorkommen. Darüber hinaus besitzt das Isarmündungsgebiet eine **wichtige Refugialfunktion für viele vom Aussterben bedrohte Käfer-, Mollusken- und Fischarten**. Insgesamt wurden im Gebiet folgende Tierarten nachgewiesen:

Tabelle 6: Arteninventar des Isarmündungsgebietes bei unterschiedlichen Tiergruppen und Anteil von "Rote-Listen-Arten"

Arten		darunter Rote-Liste-Arten
Vögel	113	38
Reptilien	5	2
Amphibien	11	6
Wasserinsekten	192	26
Libellen	30	3
Heuschrecken	25	14
Fledermäuse	8	k.A.
Nachtfalter	332	34
Tagfalter	36	7
wasserlebende Weichtiere	50	25
Fische	35	k.A.

Quelle: SCHALLER et al. 1992, S. 110 ff.

2.4.6 Entwicklungsfähigkeit

In der heutigen Zeit sind die Auen nicht nur als Rückzugsgebiete für viele im Umland verdrängte Tier- und Pflanzenarten bedeutsam, sondern auch ökologisch wichtige Ausbreitungszentren zur Wiederbesiedlung umliegender, intensiv genutzter Flächen. Diesem Aspekt kommt im Hinblick auf **zukünftige Naturschutzstrategien** besondere Bedeutung zu. Das Isarmündungsgebiet ist nämlich ein wichtiger Baustein für ein flächendeckendes Biotopverbundsystem und besitzt vor allem ein **weitreichendes Entwicklungspotential** im Sinne einer solchen ökologischen Vernetzungsstrategie, wenn es gelingt, die in Kontakt stehenden landwirtschaftlichen Flächen im Umkreis wieder zu extensivieren.

Im Hinblick auf die gegenwärtige forstwirtschaftliche Nutzung, vor allem im Bereich der Weichholzaue, hängt die ökologische Wertigkeit des Auwaldes wesentlich von der Art der Bewirtschaftung ab. Die Auwälder des Isarmündungsgebietes im vorigen Jahrhundert beschreibt HOFMANN als dichte Laubwälder mit Esche, Eiche, hochstämmigen Weiden und Heidestreifen mit mageren Föhrenwäldern (HOFMANN 1883). Fremdländische Pappelsorten, insbesondere die Kanadapappel, wurden erstmals 1902 in das Gebiet eingebracht (LINHARD 1964, S. 62). Aufgrund der Holzknappheit nach dem zweiten Weltkrieg und der zunehmenden

Unwirtschaftlichkeit der Niederwaldnutzung zur Brennholzgewinnung bzw. zur Kopfweidennutzung wurden in der Weichholzaue zwischen den Hochwasserdämmen großflächig schnellwachsende und wirtschaftlich rentablere Kulturpappeln (Hybrid- und Balsampappeln) angepflanzt. Einige dieser Pappelbestände stocken bereits in der zweiten Generation. Von den Pappelbeständen der Gräflichen Forstbetriebe werden bis zur Jahrtausendwende große Bestände, vor allem im Bereich des Auwaldgürtels entlang der Isar ("Zaunergries", "Aulose", "Rüsselwöhr" und "Kolnberger") und im Donauvorland ("Stadlerwöhrt" und "Fuchswiese") hiebreif. Im Falle eines Tausches könnten diese Flächen bereits innerhalb der nächsten Jahre im Sinne des Naturschutzes bewirtschaftet werden (vgl. hierzu auch Abbildung 4).

Wie das aktuelle Luftbild zeigt, bildet die von den Gräflichen Forstbetrieben bewirtschaftete Fläche nur einen Teil des gesamten Auwalds im Isarmündungsgebiet. Die auf der westlichen Isarseite liegenden Anteile wurden bisher schon teilweise extensiver genutzt. Auch gibt es auf der gegenüberliegenden Seite umfangreiche Wasser- und Röhrichtflächen sowie Altarme ähnlich wie in den Distrikten "Höllgries" und "Zaunergries". Da ökologisch der gesamte Bereich als eine Einheit zu betrachten ist, würde eine Nutzungsextensivierung in dem von der vorliegenden Studie betrachteten Wald einen an seiner Fläche gemessenen überproportionalen ökologischen Effekt hervorrufen. Es besteht die Chance, eine teils wilde, teils extensiv genutzte Weichholzaue von vielen hundert Hektaren zu entwickeln.

Wie dargelegt, sind auch die Flächen außerhalb des Waldes von großer Bedeutung. An der Spitze stehen Magerrasen und lichte Kiefernwälder auf Brennen, die jedoch, wie die "Sammerner Heide", auf viel zu geringe Flächenumfänge reduziert worden sind. Die Aussichten einer Nutzungsextensivierung der Landwirtschaft im Bereich der Isarmündung können im vorliegenden Gutachten zwar nicht ausgelotet werden, die gesamte agrarpolitische Entwicklung deutet jedoch ebenso wie die strukturellen Verhältnisse im Gebiet auf beträchtliche Potentiale hin. Es ist anzustreben, heute intensiv genutzte Äcker in ihre historische Nutzungsform als Grünland zurückzuführen, diese zu extensivieren und, jedoch nicht ohne Vorbereitung durch sorgfältige Detailstudien, evtl. teilweise wieder Hochwassereinflüssen auszusetzen. Dies dürfte u.a. für die heute durch Beschattung und Hochstaudenkonkurrenz bedrängte Adenophora liliifolia langfristig lebensnotwendig sein.

Das ökologische Fernziel einer ganzheitlichen, extensiv genutzten Stromtallandschaft aus aufeinander einwirkenden Wald- und Offenlandanteilen ist gewiß im Isarmündungsgebiet nicht von heute auf morgen zu erreichen. Selbstverständlich sind Alternativen für die anwesenden Wirtschaftsbetriebe zu finden, wozu die vorliegende Studie mit Bezug auf die Forstwirtschaft beizutragen versucht. Es gibt jedoch wenige Gebiete, in denen das ökologische Ziel so günstige Perspektiven vorfindet wie im Isarmündungsgebiet.

2.5 Ökologischer Rahmen: Zusammenfassung

Die natürlichen Auen an den Flußlandschaften und insbesondere die Mündungsbereiche zählen zu den artenreichsten und produktivsten Ökosystemen Europas und weltweit. In Deutschland sind ursprünglich natürliche, d.h. von anthropogenen Eingriffen unbeeinflußte Auengebiete nicht mehr vorhanden. Die Flächenverluste in diesem Jahrhundert werden bei den sich selbsterhaltenden Weichholzauen in den "alten" Bundesländern auf ca. 75-95% geschätzt. In Bayern sind in den letzten 150 Jahren etwa 75% der Auenlandschaften zerstört worden. An den Flußlandschaften der Mittelgebirge wurden die ursprünglich vorhandenen Auwälder schon seit langem fast restlos in Grünland umgewandelt. Rezente und großflächig zusammenhängende Auen in den Flußlandschaften mit alpinem Gewässerregime befinden sich nur noch an der Donau zwischen Ulm und Deggendorf, an der Isar zwischen Bad Tölz und Wolfratshausen und im Isarmündungsgebiet sowie am Oberrhein. Aufgrund dieser sehr negativen Bilanz steht die besonders hohe Schutzbedürftigkeit der noch intakten Auen außer Frage. Auch in der heutigen Zeit sind die Auen durch eine Vielzahl menschlicher Eingriffe in ihrem Bestand gefährdet. Daher appellierte der Europarat an die Regierungen der Mitgliedstaaten, die Auen in wirksamer Weise durch geeignete Maßnahmen zu schützen. An die noch verbliebenen Reste der intakten Auen in der Bundesrepublik Deutschland sind daher aus ökologischer Sicht sehr hohe Bewirtschaftungsanforderungen zu stellen.

An den bayerischen Flüssen Iller, Lech, Isar, Inn, Salzach und Donau wurde beim Bayerischen Landesamt für Umweltschutz eine ökologische Zustandserfassung der Auwälder durchgeführt. Als Ergebnis wird gefordert, den Anteil der derzeit bestehenden und geplanten Naturschutzgebiete in der Auwaldstufe von derzeit 12.512 ha um weitere 21.740 ha zu erhöhen. Da sich das Isarmündungsgebiet aufgrund seiner Flächenausdehnung, Komplexität, Naturausstattung und regionaltypischen Ausprägung deutlich von den üblichen Schutzgebieten unterscheidet, wurde es aufgrund seiner hervorragenden ökologischen Bedeutung als ein ca. 2.800 ha großes Projektgebiet und schutzwürdiger Teil von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung ausgewiesen. Der besondere ökologische Wert des Isarmündungsgebietes besteht vor allem in der einmaligen biogeographischen Situation und der einzigen Mündungssituation eines Alpenflusses in die Donau mit intakter Wasserstandsdynamik. Des weiteren existiert aufgrund der ungewöhnlich hohen Struktur- und Standortvielfalt sowie der besonderen Standortbedingungen ein Mosaik von unterschiedlichen hochwertigen und weiter entwicklungsfähigen Teil-Ökosystemen. Zudem beherbergt das Isarmündungsgebiet eine Vielzahl artenreicher Lebensgemeinschaften mit verschiedenen extrem seltenen oder bedrohten Tierarten. Aufgrund der besonderen ökologischen Qualität des Isarmündungsgebietes ist daher der zwingende Schluß zu ziehen, daß zum Schutz und zur Weiterentwicklung dieser einmaligen Auenlandschaft aus ökologischer Sicht weitgehende Maßnahmen erforderlich sind.

Diese Maßnahmen zu spezifizieren, ist nicht Aufgabe der vorliegenden Studie, jedoch müssen im Hinblick auf die in den folgenden Abschnitten zu erarbeitenden Bewertungen Annahmen getroffen werden, in welche Richtung eine aus ökologischer Sicht optimale Entwicklung zielen würde.

- Völlig unstrittig ist, daß kleinflächige Biotope mit hohem Artenschutzwert gegen Zerstörung geschützt, ggf. gepflegt und durch Pufferzonen erweitert werden müssen. Diese Biotope, wie z.B. die "Sammerner Heide" liegen meist außerhalb des Untersuchungsgebietes der vorliegenden Studie, welches sich auf das vom Gräflichen Forstamt zum Tausch angebotene Areal (hier genannt "Auwald Isarmündung") beschränkt. Soweit derartige Biotope innerhalb des Auwalds Isarmündung liegen, wie der äußerst wertvolle Hochwasserdamm rechts der Isar im Bereich des Distrikts "Aulose" (mit Adenophora liliifolia, großen Vorkommen von Lithospermum officinale, Platanthera bifolia u.v.a.), rufen sie keine Bewertungsprobleme hervor.

- In dem mit Eschen, Ulmen, Eichen u.a. bestandenen Hartholzauenanteil des Auwalds Isarmündung dürfte die bisherige forstwirtschaftliche Nutzung auch mit weitreichenden Naturschutzzielen verträglich sein, so daß hier keine oder nur geringe Veränderungen zu erwarten sind.

- Für die im Überschwemmungsgebiet liegenden bisherigen Pappelkulturen wird hier unterstellt, daß sie für eine Optimalentwicklung des Naturschutzes gänzlich aufgegeben werden und nicht genutzten Flächen weichen. Wie unten deutlich werden wird, wird diese Annahme aus ökonomisch-methodischen Gründen getroffen; sie bedeutet **nicht**, daß nur diese und keine andere ökologische Zukunft für diese Flächen denkbar sei. Im Gegenteil werden ökologische Detailstudien zu klären haben, ob nicht auch eine Kombination von extensiverer Nutzung und spontaner Entwicklung sachgerecht wäre.

Hierzu ist auf das vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderte Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben für Naturschutz und Landschaftspflege (E & E-Vorhaben) im Naturschutzgebiet "Rastatter Rheinaue" hinzuweisen (vgl. DISTER 1992, BÜRGER et al. 1993). Ziel dieses interdisziplinären Forschungsprojektes ist u.a. die Entwicklung und Erprobung waldbaulicher Methoden, welche eine forstwirtschaftliche Nutzung der Auwälder gestatten, ohne ihre Struktur und Artenzusammensetzung zu zerstören. Des weiteren wird derzeit auch der ökologische Umbau intensiv genutzter Pappelwälder in naturnahe Auenwälder erprobt. Das E & E-Projekt des WWF-Auen-Institutes ist zum Zeitpunkt des Abschlusses dieser Studie noch nicht abgeschlossen. Erste Zwischenergebnisse zeigen, daß sich die naturfernen Pappelwälder aufgrund der durchgeführten forstwirtschaftlichen Maßnahmen bereits in kurzer Zeit wieder zu naturnahen Auwäldern entwickeln lassen (WWF 1991).

3 Bewertung ökologischer Ressourcen

3.1 Ziele der ökonomischen Bewertung

Es findet nicht überall Beifall, wenn sich die Ökonomie Problemen des Naturschutzes zuwendet; Befürchtungen werden geäußert, wonach hier dem "Ausverkauf" oder der "Vermarktung" der Natur Vorschub geleistet werde. Auch verstünden Ökonomen nichts von "eigentlichen" ökologischen Werten. Ein führender Experte auf der Welt (PEARCE 1993) bemerkt dazu treffend, daß kein Ökonom den Wert einer Pflanze, eines Biotops oder der gesamten Natur selbst bestimme. Seine Aufgabe bestehe vielmehr allein darin zu erforschen, wie die anderen Menschen (die "Wirtschaftssubjekte", die "Nachfrager") und auch der Staat diese Dinge **tatsächlich** bewerteten. Da diese Subjekte Bewertungen nicht wie bei marktgängigen Waren durch tägliche Kaufentscheidungen demonstrieren können, muß mit zum Teil ausgefeilten Methoden versucht werden, ihre impliziten ("unter der Oberfläche wirkenden") Bewertungen ans Tageslicht zu bringen. Das Ziel besteht darin zu ermitteln, welche Preise die Menschen für ökologische Dinge akzeptieren würden, **wenn** man sie auf Märkten oder analogen Veranstaltungen kaufen könnte.

Gewiß kann an der Erreichbarkeit dieses Ziels und an der Eignung der bisher verwendeten Methoden gezweifelt werden. Es ist jedoch kein Argument zu erkennen, wonach das Erstreben dieses Ziels überflüssig oder gar schädlich sei. Es ist im Gegenteil von hoher Priorität. Gerade diejenigen Beobachter — vielfach aktive Naturschützer — welche der Auffassung sind, daß die Mehrzahl der Menschen falsche ökonomische Bewertungen der Natur teile, insbesondere zu wenig für ihren Erhalt zu opfern bereit sei, müssen die Aufdeckung der bisher versteckten und nur Mutmaßungen zugänglichen Präferenzen begrüßen. Nur über Offengelegtes läßt sich sinnvoll diskutieren, nur an ihm läßt sich auch nachvollziehbare Kritik anbringen.

Nicht minder wichtig als die Aufdeckung der Präferenzen privater Wirtschaftssubjekte ist für den Ökonomen die Herstellung von Transparenz hinsichtlich der Präferenzen des Staates. Hier ist die Aufgabe im vorliegenden insofern leichter, als daß der Staat anders als die meisten privaten Subjekte seine Präferenz für den Naturschutz in Gestalt der Fördermittel, welche er für diesen Zweck zur Verfügung stellt, tatsächlich äußert. Wenn der Staat Mittel in den Naturschutz fließen läßt, so äußert er in ökonomischer Sicht (stellvertretend für die Bürger) eine Nachfrage nach dem Gut "Naturschutz". Die je nach Interessenlage geäußerte Kritik, daß diese Nachfrage entweder "zu hoch" oder "zu niedrig" sei, interessiert im vorliegenden Zusammenhang weniger als ein anderer Aspekt: Unabhängig davon, wie hoch das optimale Naturschutzbudget liegt, muß vom Staat verlangt werden, die knappen Mittel, welche er verausgabt, **effizient** einzusetzen. Jedes Naturschutzbudget, ob hoch oder niedrig, muß in sich

konsistent sein. Die Aufgabe des Ökonomen als Effizienzkontrolleur dürfte allgemein anerkannt sein, dies wird uns nachfolgend ein wichtiges Argument liefern.

3.2 Übersicht über Bewertungsansätze

Auf folgenden Gebieten sind in größerem Umfang Forschungen unternommen worden:

(1) Ermittlung meßbarer Leistungen von Arten und Biotopen, insbesondere auf der Basis von Ersatzkostenwerten: Ein Schutzwald im Gebirge kann Investitionen in Millionenhöhe einsparen.

(2) Ermittlung der subjektiven Wertschätzung der Gesamtbevölkerung oder auch von Teilen für natürliche Ressourcen auf der Basis von Zahlungsbereitschaftsanalysen.

(3) Analyse der staatlichen Zahlungsbereitschaft in Gestalt der effektiven Staatsausgaben für den Naturschutz oder verbindlicher Programme.

(4) Erfragung der Auffassungen ökologisch besonders kompetenter Experten, entweder in Gestalt deren eigener Zahlungsbereitschaft oder ihrer Forderungen an den Staat (wieviel "müßte" er nach ihrer Meinung zahlen?).

(5) Ermittlung der für die Realisierung bestimmter Naturschutzziele erforderlichen Kosten.

Zunächst erfolgen kurze Erläuterungen zu den Punkten (1) und (5); die übrigen erfahren eine ausführlichere Behandlung in je einem der folgenden Unterabschnitte.

Zu (1): Die Überschwemmungsaue erfüllt zweifellos meßbare und teils monetarisierbare Funktionen. Diese betreffen u.a. die Hochwasserrückhaltung, ersparen also teure Schutzmaßnahmen oder gar Schäden, ferner die Sedimentation von eutrophierenden Stoffen mit Rückwirkungen auf die Wasserqualität und die erforderliche Klärkapazität sowie vermutlich auch die Grundwasserneubildung. Da sich im vorliegenden der Ökologische Wert jedoch allein auf den Naturschutz bezieht, dürfen die genannten Funktionen nicht zu seinen Bestandteilen gerechnet werden. Solange die Überschwemmungsaue überhaupt besteht, werden die Funktionen auch dann erfüllt, wenn sie nicht optimal im Sinne des Naturschutzes gestaltet ist, wie insbesondere im gegenwärtigen Zustand mit intensiver Pappelkultur. Der Wert der Funktionen wäre nur dann von Belang, wenn die Aue in ihrer Gestalt verändert, insbesondere reduziert werden sollte.

Zu (5): Die Kosten des Naturschutzes werden in dieser Studie in Gestalt des Verzichtes auf die Weiterführung der intensiven Pappelkultur in vollem Umfang ermittelt. Die Berechnung der Opportunitätskosten erfolgt im finanzmathematischen Teil 4.5.

3.3 Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung

3.3.1 Methoden der Ermittlung

In einer liberalen Marktgesellschaft sollte nicht anders als auf anderen Gebieten auch im Bereich der Naturbewirtschaftung der Zahlungsbereitschaft (ökonomisch: der Nachfrage) eine zentrale Lenkungsfunktion zukommen. Dabei ist zu beachten, daß in diese Zahlungsbereitschaft sowohl egoistische als auch altruistische Motive eingehen können; sie kann sowohl einen "Erlebniswert" als auch einen "Existenzwert" reflektieren. Im letzteren Falle sind Individuen zahlungsbereit, weil sie den Erhalt von Arten und anderen ökologischen Werten als eine moralische Verpflichtung ansehen. Empfinden sie diese Verpflichtung gegenüber der menschlichen Nachwelt, so spricht man auch von einem "Vermächtniswert".

Wie schon erwähnt, besteht der erste Schritt in der Ermittlung der Zahlungsbereitschaft. Ist sie bekannt, so kann eine Diskussion über ihre Motive und ihre Stärke geführt werden, etwa darüber, ob die Individuen ihren ethischen Pflichten gegenüber der Nachwelt oder der Natur an sich hinreichend oder ungenügend nachkommen. Soll die Zahlungsbereitschaft nicht nur bekannt gemacht, sondern auch in eine ökonomische Triebkraft verwandelt werden, welche Entscheidungen beeinflußt, so sind institutionelle Vorkehrungen zu treffen, um sie ebenso allokationswirksam werden zu lassen wie andere Präferenzen. Ökonomisch sind alle derartigen Institutionen als Ersatz für Märkte zu interpretieren, welche erfahrungsgemäß um so besser funktionieren, je näher ihre Dynamik der der wirklichen Märkte kommt. Ein ökonomisch zwar nicht optimales, jedoch vielen Politikern und Bürgern plausibles Verfahren besteht darin, daß der Staat, nachdem er Kenntnis von zuverlässigen Erhebungen der Zahlungsbereitschaft genommen hat, diese Summen durch geeignete Mechanismen (Steuern, Sonderabgaben o.a.) akquiriert und stellvertretend für die Bürger dem jeweiligen Zweck zuführt. Alle berechtigte Kritik an heutiger übermäßiger Staatstätigkeit mit ihren Begleiterscheinungen, wie Verschuldung, kontraproduktiven Steuern u.ä. darf nicht den Blick dafür verstellen, daß das soeben geschilderte Verfahren in keiner Weise liberale Prinzipien verletzt oder dem "Dirigismus" Vorschub leistet. Im Gegenteil: Wenn der Staat der Befriedigung einer zahlungsbereiten Nachfrage zum Durchbruch verhilft, welche sich spontan (ökonomisch: auf Grund der Kollektivguteigenschaften des nachgefragten Gutes) nicht durchsetzen kann, so erfüllt er die einzige ökonomische Funktion, die ihm in liberaler Sicht überhaupt zukommt.

Die vorliegende Studie geht also davon aus, daß eine Zahlungsbereitschaft in der Bevölkerung für Naturschutz-Leistungen, wie sie ein Biotop wie der Auwald Isarmündung einbringen kann, einen **Ökologischen Wert** für diesen Biotop begründet, der ein nicht weniger "hartes" ökonomisches Datum darstellt als die anderen Wertkomponenten, wie etwa der Wert des erzeugten Holzes. Auch jenes erhält sein Wert durch nichts anderes als die nach ihm

geäußerte Nachfrage, welche sich in seinem Fall, da ein handelbares Privatgut vorliegt, spontan zeigt. Daß dies beim Gut "Naturschutz" nicht der Fall ist, ist zwar nicht "zufällig", jedoch ökonomisch-systematisch sekundär.

Der hier vorgelegten Argumentation kann allerdings nur unter der Voraussetzung einer methodisch einwandfrei ermittelten Zahlungsbereitschaft sowie einer sorgfältigen Interpretation der Ergebnisse gefolgt werden. Da vorausgeschickt werden kann, daß alle bisherigen Erkenntnisse nur die Größenordnung der Zahlungsbereitschaft zu schätzen gestatten (m.a.W.: Intervalle abstecken, innerhalb derer sie wahrscheinlich liegt), besteht der methodische Grundsatz darin, alles zu vermeiden, was zu ihrer Überschätzung führen könnte. Im Zweifel sind geringere Werte zu verwenden.

In der Diskussion wird deutlich werden, daß unter der Vielzahl heute verfügbarer Ergebnisse nur ganz bestimmte von Relevanz für den Auwald Isarmündung sind. Gerade um diese Auswahl zu begründen, müssen jedoch die Ergebnisse und Methoden in aller Kürze vorgestellt werden, so daß die nicht geeigneten nachvollziehbar ausselektiert werden können. Die Tabelle 7 gibt eine Übersicht über die bisher in der Literatur bearbeiteten Erkenntnisziele sowie die dabei verwendeten Methoden. Zu den Erkenntniszielen erfolgt nachfolgend je ein kurzer Kommentar, dem zur Illustration einige Ergebnisse von Studien in Tabellenform beigefügt werden.

Die Methoden der Zahlungsbereitschaftsanalyse gliedern sich in **indirekte** und **direkte** Methoden, wobei unter den ersteren die **Reisekostenmethode ("Travel Cost Method", TC)** und unter den letzteren die Befragung **("Contingent Valuation Method", CV)** im Vordergrund stehen. (Zu weiteren auch bei Wäldern angewandten Methoden wie z.B. die "Hedonic Price Method" vgl. u.a. PFISTER 1991 u. GARROD & WILLIS 1992.) Kennzeichen der indirekten Methoden ist, daß aus dem beobachtbaren Verhalten der Personen Schlüsse über ihre Wertschätzung von Kollektivgütern gezogen werden, welche am Markt nicht direkt gekauft werden können. Die Personen "kaufen" sie jedoch indirekt. Wenn sie z.B. für den Besuch eines Biotops bestimmte Fahrtkosten auf sich nehmen, so ist ihnen, solange nicht die Anfahrt selbst das Ziel der Unternehmung ist, das Erlebnis im Biotop offenbar Geld wert. Unter bestimmten Voraussetzungen kann durch recht komplizierte Berechnungen ermittelt werden, welchen Eintrittspreis die Besucher für den Biotop **zusätzlich** zu den Fahrtkosten zu zahlen bereit wären und den sie bei freiem Zugang "einsparen". Diese Summe stellt die Konsumentenrente oder den ökonomischen "Netto-" Wert des Biotopes dar. Der große Vorteil der Reisekosten- wie auch anderer indirekter Methoden liegt in der Beobachtung von Fakten; die Ergebnisse hängen nicht von — eventuell verzerrten oder unzutreffenden — Äußerungen der Probanden ab. Der Nachteil liegt darin, daß grundsätzlich nur der Erlebnis-, nicht aber der Existenzwert erfaßt werden kann, alle altruistischen Motive der Subjekte mithin unbekannt bleiben. Da sich aber die Zahlungsbereitschaft für den

Naturschutz ohne Zweifel zum erheblichen Teil aus altruistischen Motiven speist, sind indirekte Methoden für dieses Erkenntnisziel nur eingeschränkt anwendbar.

Tabelle 7: Erkenntnisziele und Methoden bisheriger Studien zur Naturbewertung

Erkenntnisziel	**Methode**
Erholungsfunktion des Waldes	meist TC, gelegentlich CV oder Kombination
Zahlungsbereitschaft für Jagd, Sportfischerei u.ä.	TC und CV
Zahlungsbereitschaft für einzelne wilde Arten (nicht für Jagd und andere "konsumtive" Nutzungen), Erlebnis- und Existenzwert	meist CV
Zahlungsbereitschaft für einzelne ökologisch wertvolle Biotope	TC und CV
Zahlungsbereitschaft für den Naturerhalt überhaupt	nur CV

TC "Travel Cost" = Reisekostenmethode; CV "Contingent Valuation" = Befragung, vgl. Text.

Diesen Nachteil weisen direkte Methoden, darunter in erster Linie die Befragung ("Contingent Valuation"), nicht auf, weshalb sie für die vorliegende Fragestellung ungleich wichtiger sind. Dem steht jedoch gegenüber, daß die Erkenntnisse nicht auf beobachtbaren Fakten, sondern auf Angaben der Befragten beruhen, welche selbst dann, wenn jene gewillt sind, wahre Auskünfte zu erteilen, auf Grund der Hypothezität der Befragungssituation verzerrt sein können. Die Fehlerquellen der Contingent Valuation sind in der Literatur erforscht und diskutiert worden (vgl. MITCHELL & CARSON 1989). Einige haben sich als weit weniger gravierend als früher befürchtet erwiesen, wie etwa der Anreiz zu strategischen (absichtlichen) Falschangaben der Probanden. Andere sind nach wie vor im Gespräch, wir werden auf sie zurückkommen.

3.3.2 Studien über den Erholungswert des Waldes

Die bisher publizierten Studien verwenden überwiegend die Reisekostenmethode und sind damit gegenüber Zweifeln an der CV robust (Tabelle 8). Vorteilhaft ist die Breite des Untersuchungsspektrums aus zahlreichen Ländern. Gemessen an dieser Breite sind zahlreiche Ergebnisse erstaunlich homogen. Vorsicht ist bei der Interpretation dennoch geboten, denn einige Studien (hier WILLIS & GARROD 1991) kommen zu stark unterschiedlichen

Tabelle 8: Studien über den Erholungswert des Waldes

Autoren	Methode	Ergebnisse
Bojö 1985	TC	US $ 1,92 pro Hektar und Jahr US $ 230.000 pro Jahr für den gesamten untersuchten Wald
	CV	US $ 4,50 pro Person
Nohl & Richter 1986	a)	DM 4,87 pro Nutzerstunde DM 13,4 Mrd. für BRD 1986
Hanley 1989	TC	£ 1,70 pro Besuch
	CV	£ 1,25 pro Besuch als maximal akzeptiertes Eintrittsentgelt
Willis & Benson 1989	TC	£ 1,26 - 2,51 pro Besuch £ 12,37 - 231,51 pro Hektar und Jahr
Willis 1991	TC	£ 1,34 - 3,31 pro Besuch
Willis & Garrod 1991	TC	£ 1,43 - 2,60 pro Besuch (herkömmliche Methode)
	TC	£ 0,40 - 2,32 pro Besuch (alternative Methode)
	TC	£ 0,06 - 0,96 pro Besuch (alternative Methode, anderes statistisches Verfahren)
	CV	£ 0,43 - 0,72 pro Besuch
Whitemann 1991	TC	£ 1,52 - 2,83 pro Besuch £ 200 pro Hektar und Jahr
Karameris 1991	TC	DM 4,10 pro Nutzerstunde
Merlo & Signorello 1991	TC	Lire 5.490 pro Besuch
	CV	Lire 2.397 pro Besuch
Löwenstein 1991	TC	DM 6,50 pro Besuchertag DM 675 pro Hektar und Jahr
Bishop 1992	CV	£ 0,41 - 1,34 pro Besuch als maximal akzeptiertes Eintrittsentgelt £ 2,09 - 1.845 pro Hektar und Jahr
Nielsen 1992	CV	SFr. 4.400 pro in der Region ansässigen Person (Erlebnis- und Existenznutzen) SFr. 65.000 pro Hektar und Jahr

TC = Travel Cost Method (Reisekostenmethode). CV = Contingent Valuation Method (Befragung)
a) Zeitwertmethode. Da diese und die folgenden Tabellen überwiegend illustrativen Zwecken dienen, ist auf die Berücksichtigung von Geldwertänderungen verzichtet worden; alle Angaben sind also zu jeweiligen Preisen.

Ergebnissen, je nachdem welche funktionale Form bei der Regressionsrechnung gewählt wird — ein Problem, welches dringend der Klärung bedarf.

Die Zahlungsbereitschaft für einen Waldbesuch liegt in den meisten Studien zwischen zwei und sechs DM pro Person, wobei Unterschiede im kulturellen Hintergrund und der Kaufkraft in den jeweiligen Ländern die Differenzen vielleicht hinreichend erklären. Allerdings kann eine methodisch besonders sorgfältige neuere Studie aus der Schweiz (NIELSEN 1992), welche zu erheblich höheren Ergebnissen kommt, so interpretiert werden, daß sich manche der niedrigen Werte in der Tabelle 8 aus einer systematischen Unterschätzung ergeben — eine Entscheidung ist jedoch im vorliegenden Rahmen nicht möglich.

Die Umrechnung der Zahlen pro Besuch auf die Waldfläche muß wegen der stark unterschiedlichen Frequentierung zu außerordentlich unterschiedlichen Ergebnissen führen. In Nordschweden transformiert sich wegen der geringen Besucherdichte eine Zahlungsbereitschaft von $ 4,50 pro Person in einen Wert des Waldes für Besuchszwecke von nur $ 1,95 pro ha und Jahr, während etwa dieselbe individuelle Zahlungsbereitschaft im überlaufenen Harz zu einem Wert von 675 DM pro ha und Jahr und in der Umgebung von Lugano gar zu 65.000 SFr pro ha und Jahr führt. Der monetäre Erholungswert des Waldes ist in Deutschland eine quantitativ hoch bedeutsame Größe, aus der früher oder später weitreichende forstpolitische Schlüsse zu ziehen sein werden. Bei einer Annahme von 4 DM pro Besuch und Haushalt (nicht pro Person, sondern sozusagen als "Familienkarte"), nur etwa 20 Besuchen pro Jahr und grob 27 Mio. Haushalten in den "alten" Ländern gibt es allein dort eine Zahlungsbereitschaft von 2,16 Mrd. DM pro Jahr. Dies liegt in derselben Größenordnung wie die jährliche Nettowertschöpfung der Holzerzeugung und beträgt bei etwa 7 Mio. ha Wald etwa 300 DM pro ha und Jahr. Diese Leistung wird von der Forstwirtschaft unentgeltlich erbracht. Selbst im äußerst dünn besiedelten und waldreichen Schweden werden der Erholungswert und andere Wohlfahrtsfunktionen des Waldes grob mit 50% des Wertes der Holzerzeugung beziffert (WIBE 1992), wobei sein Wert als Senke für CO_2 noch nicht mitgezählt ist.

Relevanz für die vorliegende Studie: Ob die genannte Schätzung mehr oder weniger korrekt zutrifft, ist für die vorliegende Fragestellung zweitrangig. Unter der Rubrik "Erholungswert des Waldes" werden nämlich weitaus überwiegend unspezifische Erholungsaktivitäten von Personen erfaßt, die in ihrer Mehrheit keine besonderen Kenntnisse und Neigungen auf den Gebieten der Ökologie und des Naturschutzes besitzen. Der unspezifische Erholungswert des Auwaldes wird wenig davon beeinflußt, ob jener sich in einem intensiv bewirtschafteten Zustand befindet oder ob die Pappelkulturen einer "wilden", von Salix alba dominierten Weichholzaue Platz machen. Nicht wenige Personen dürften sogar den bewirtschafteten Zustand mit Unterhalt von Wegen usw. der Wildnis vorziehen. Hinzu kommt die vermutlich unterdurchschnittliche Bedeutung des Auwalds für die unspezifische Erholung infolge seiner

Ferne von Ballungsgebieten und nicht zuletzt der hohen Populationen von Stechmücken im Sommer. Solange nicht gegenteilige Tatsachen bekannt werden, empfiehlt es sich daher, die Erholungseignung für Spaziergänge und ähnliches nicht zum Bestandteil der ökologischen Bewertung des Auwaldes "Isarmündung" zu machen.

3.3.3 Zahlungsbereitschaft für Jagd und Sportfischerei

Auf diesem Gebiet existiert eine große Zahl von Studien vor allem in Nordamerika und Skandinavien, von denen einige in der Tabelle 9 zusammengefaßt sind. Zur Anwendung kommen sowohl Reisekosten- wie auch die Befragungsmethode. Wie schon bei der kleinen

Tabelle 9: Studien über die Zahlungsbereitschaft für Jagd und Sportfischerei

Autoren	Methode	Ergebnisse
Schulze et al. 1981	CV	US $ 54,00 pro Begegnung mit Elch, Optionspreis
Brookshire et al. 1983	CV	US $ 21,50 pro Begegnung mit Grizzlybär US $ 22,90 pro Begegnung mit "Bighorn Sheep " Optionspreise für 90% Wahrscheinlichkeit einer Begegnung
alle zit. in Navrud 1991		
- Strand 1981	TC	NOK 310 pro Tag für Lachsangeln
- Navrud 1984	TC	NOK 160 pro Tag für Forellenangeln
- Scancke 1984	TC	NOK 160 pro Tag für Forellenangeln
- Navrud 1988	TC	NOK 128 - 175 pro Tag für Angeln von Lachs- u. Seeforelle
- Ulleberg 1988	CV	NOK 121 - 172 pro Tag für ebensolches
- Scdal 1989	TC	NOK 219 - 286 pro Tag für ebensolches
	CV	NOK 3.700 pro Person und Jahr für Elchjagd

NOK: Norwegische Kronen, Wert 1989 = ca. DM 0,25. TC, CV: vgl. Fußnote zu Tab. 7.

Stichprobe von Studien in der Tabelle grob erkennbar, weichen die Ergebnisse der TC- und CV-Methode kaum signifikant voneinander ab, was als Bestätigung der oft bezweifelten Validität der CV-Methode zumindest bei den hier untersuchten Fragestellungen zu werten ist. Aus diesem und weiteren Gründen sind die Studien auf diesem Gebiet über ihre materiellen Ergebnisse hinaus vor allem von großem methodologischen Wert. Leider sind in der Literatur

kaum deutsche Studien zu finden, obwohl hier die besonderen administrativen Regelungen, wie die Jagdpacht, zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft geeignet wären.

Relevanz für die vorliegende Studie: Bis zu einem gewissen Grade greift dasselbe Argument wie beim voranstehenden Punkt. Für die Jagd und Sportfischerei ist der Wald auch im bestehenden, höheren Naturschutzanforderungen nur teilweise entsprechenden Zustand wertvoll. Soweit die Sportfischerei an der Isar und Donau betrieben wird, ist für sie die forstliche Nutzungsform von gar keiner direkten Relevanz. Im Detail mag es allerdings einen nicht unwesentlichen Zusammenhang zwischen der Nutzung des Auwaldes und seiner Qualität für die Jagd und Sportfischerei geben, zumindest wenn Extreme verglichen werden. Für den vorliegenden Zweck käme es allein darauf an, diese **Unterschiede** festzustellen und zu bewerten.

Die Autoren sehen sich hier zu keinem Urteil in der Lage. Manches wäre vermutlich nicht einmal von Experten genau vorhersagbar und würde sich erst über viele Jahre hinweg zeigen. Weiterhin würden die ökologischen Veränderungen durch Wandlungen der Infrastruktur und der administrativen und rechtlichen Verhältnisse überlagert. Strenge Naturschutzvorschriften, welche z.B. die Wege außer Funktion setzten oder auch nur das Befahren mit Autos untersagten, würden die Sportfischerei einschränken. Die jagdliche Situation wäre wiederum, abgesehen von den rechtlichen Regelungen, kaum von der Entwicklung außerhalb des eigentlichen Auwaldes zu trennen. Insgesamt erscheint eine Berücksichtigung für Jagd und Sportfischerei für den Ökologischen Wert sowohl aus Datenmangel als auch wegen ihrer vermutlich geringeren monetären Bedeutung weder möglich noch unbedingt erforderlich.

3.3.4 Zahlungsbereitschaft für den Schutz einzelner gefährdeter Arten

Die Tabelle 10 gibt eine Auswahl aus weltweiten Studien zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für einzelne Tierarten. Mit einer Ausnahme (Albatrosse in Neuseeland) verwenden alle Studien die CV-Methode. Ein erheblicher Teil der Studien bezieht sich auf spektakuläre Tierarten und solche mit einem hohen Symbolwert, wie Grizzlybär, Seeadler, Schreikranich und Buckelwal. Einige andere wenden sich absichtlich unscheinbaren Arten, wie kleinen, offenkundig "nutzlosen" Fischen zu, wie überhaupt bei einigen Studien methodologische Fragen dominieren. Ebenso wie bei der Ermittlung des Erholungswertes des Waldes können die verwendeten regressionsanalytischen Methoden das Ergebnis manchmal extrem beeinflussen, wie etwa bei BOWKER & STOLL (1988). Diese Probleme treten beim Befragungsdesign des "Dichotomous choice" auf, bei dem die Probanden zu bestimmten, ihnen jeweils präsentierten Werte nur "ja" oder "nein" sagen sollen. Ohne hier werten zu wollen, besteht doch der

Tabelle 10: Studien über die Zahlungsbereitschaft für den Schutz einzelner Tierarten

Autoren	Methode	Wert	Ergebnisse
Brookshire et al. 1983	CV	Op	US $ 21,80 pro Person und Jahr für Grizzlybär (Beobachtung)
		Op	US $ 23,00 pro Person und Jahr für "Bighorn Sheep" (Beobachtung)
		Ex	US $ 24,00 pro Person und Jahr für Grizzlybär
		Ex	US $ 7,40 pro Person und Jahr für "Bighorn Sheep"
Stoll & Johnson 1984, zit. in Randall 1991	CV	Use	US $ 2,42 - 3,15 pro Haushalt und Jahr für Beobachtung des "Whooping Crane" (Kranich)
		Op	US $ 28,90 - 41,96 pro Haushalt und Jahr
		Ex	US $ 0,29 - 39,48 pro Haushalt und Jahr
Boyle & Bishop 1985	CV	Use +Ex	US $ 27,65 - 40,58 pro Befragter und Jahr für Seeadler (mit Beobachtung)
		Ex	US $ 12,47 - 25,27 pro Befragter und Jahr für Seeadler (Nicht-Beobachtung)
		Ex	US $ 4,70 - 13,24 pro Befragter und Jahr für Elritze (kleiner Fisch)
Samples et al. 1986	CV	Ex	US $ 42,48 pro Befragter und Jahr für Buckelwal
		Ex	US $ 57,06 dasselbe nach Information (Film) über Buckelwal
Bowker & Stoll 1988	CV	Total	US $ 5 - 149 pro Befragter und Jahr für "Whooping Crane"
Tisdell 1990	E	Use	NZ $ 8,00 pro Besucher für Albatros-Kolonie
Stevens et al. 1991	CV	Ex	US $ 19,28 pro Befragter und Jahr für Seeadler
		Ex	US $ 11,86 pro Befragter und Jahr für Wilden Truthahn
Dahle et al. 1987, zit. in Navrud 1991	CV	Ex	NOK 200 pro Haushalt und Jahr für Braunbär, Vielfraß und Wolf

Fortsetzung umseitig

Tabelle 10: Fortsetzung

Kahneman & Knetsch 1992 a)	CV	Total	Einmalzahlungen pro Person: US $ 125,00 für Wanderfalke US $ 59,07 für alle Vögel US $ 33,27 für Murmeltiere in British-Columbia US $ 141,75 für alle kleinen Tiere in BC US $ 51,60 für Bisamratte US $ 52,28 für Bisamratte, Eichhörnchen und andere Nagetiere

Op: Optionswert im Hinblick auf mögliche künftige Erlebnisse. Ex: Existenzwert. Use: Erlebniswert. Total: alle Wertkomponenten. CV: vgl. Fußnoten zu Tab. 7. E: Eintrittsentgelt (die betreffende Studie mißt keine Konsumentenrente). NZ $: Neuseeländischer Dollar, 1 NZ $ = ca. 1,00 DM. NOK: Norwegische Kronen, vgl. Fußnote zu Tabelle 8. a) die Beispiele sollen u.a. dem Nachweis des "embedding effects" dienen, vgl. Text.

Verdacht, daß sich manche Forscher mit ihrem Methodenperfektionismus selbst Fallen stellen. An dieser Stelle sei etwas ausführlicher auf zwei Probleme der CV-Methode eingegangen, welche in jüngster Zeit in der Literatur diskutiert werden und Zweifel an der Validität der Ergebnisse geweckt haben (vgl. KAHNEMANN & KNETSCH 1992, SMITH 1992).

Unter dem **"Embedding effect"** wird folgender Zusammenhang verstanden: Befragt nach der Zahlungsbereitschaft für den Schutz einer gefährdeten Tierart, etwa des Blaukehlchens, mögen die Probanden eine bestimmte Summe nennen, z.B. (die Zahl dient nur der Illustration): "5 DM pro Monat". Befragt nach der Zahlungsbereitschaft für alle gefährdeten Vogelarten zusammen mag eine Stichprobe aus derselben Grundgesamtheit antworten "10 DM pro Monat", und befragt nach der Zahlungsbereitschaft für den Schutz der Natur überhaupt (einschließlich Pflanzen, Säugetiere, Insekten usw.) mögen "25 DM" als Antwort erscheinen. Die nach dem Blaukehlchen befragten sollten eigentlich wissen, daß es zahlreiche gefährdete Vogelarten gibt, und wenn sie für jede von ihnen 5 DM pro Monat spenden würden, so wäre nicht nur augenblicklich die für alle Vögel zusammen geäußerte Summe von 10 DM pro Monat überschritten, vielmehr kämen leicht Summen zustande, die das verfügbare Budget der Probanden überstiegen.

Nach einer neuerlich ebenfalls diskutierten Kritik führen Fragen nach teilweise altruistischen Wertschätzungen bei zahlreichen Probanden zu einem **"Warm glow effect"** (KAHNEMAN & KNETSCH 1992). Sie nennen aus einem gewissen Pflichtgefühl heraus eine bestimmte, oft recht hohe Summe, ohne genauer auf den Inhalt der "guten Tat", die sie zu leisten meinen, zu achten. Ob für arme Kinder, bedrohte Volksstämme oder gefährdete Frösche — stets werde eine gewisse Summe genannt. Selbst wenn keine Zweifel an der Ernsthaftigkeit der Angaben bestehen, würde doch die Entscheidung, wohin die Zahlungsbereitschaft fließen würde, von

der Reihenfolge der Erhebung abhängen: Wer schon für arme Kinder gespendet hat, hätte dann für die gefährdeten Frösche nichts mehr übrig.

Wie erwähnt, ist die Diskussion über beide Effekte in der Literatur, bisher ohne abschließendes Ergebnis, in vollem Gange. Daher ist es nicht einfach, alle Konsequenzen für die vorliegende Untersuchung abzuschätzen, obwohl einige auf der Hand liegen und berücksichtigt werden müssen. Zu beachten ist, daß der embedding effect sowohl beim Erlebnis- als auch beim Existenzwert auftreten kann, während der warm glow effect definitionsgemäß nur für den zweiten relevant ist.

Wird ein hoher Erlebniswert für einzelne, beliebte Tierarten ermittelt, so muß keineswegs ein embedding effect wirksam sein, da die Befragten tatsächlich nur dieses Tier (etwa einen Pandabären), nicht aber oder nur in geringerem Maße andere erleben wollen. Auch bei teilweise nicht unbedeutenden Ausgaben von Haushalten für reale Tiererlebnisse durch Besuche von Zoos und Tiergehegen gilt das Hauptinteresse erfahrungsgemäß nur wenigen Arten, wie Löwen, Affen oder Robben, während andere weniger beachtet werden. Ist jedoch der Existenzwert maßgeblich, so liegt der Verdacht eines embedding effects weit näher, obwohl es auch hier Gegenbeobachtungen und plausible Erklärungen gibt. Von Personen, die überhaupt einen Existenzwert anerkennen, mithin eine ethische Verpflichtung zum Erhalt der Natur empfinden, ist zu erwarten, daß sie ihre Zahlungsbereitschaft nicht auf einzelne, ausgewählte Arten konzentrieren wollen. In der Tat geben fast alle von ihnen, direkt angesprochen, an, daß alle Arten ein gleiches Existenzrecht besitzen. Dann erscheint es aber inkonsistent, hohe Summen für den Buckelwal spenden zu wollen (vgl. Tabelle 10), gibt es doch allein etwa ein Dutzend schutzbedürftiger Walarten, von der Gesamtzahl schutzwürdiger Arten im Tier- und Pflanzenreich ganz zu schweigen.

Wie zahlreiche Forscher seit langem betonen, sind Probanden insbesondere mit Fragestellungen, welche mehrere Interpretationen zulassen, leicht zu überfordern. Wenn sie gefragt werden, ob sie ein Schutzprogramm für eine Walart mitfinanzieren wollen, bleibt für sie meist unklar, ob für andere Arten ebenfalls Programme angeboten werden, an denen sie sich beteiligen könnten. Wenn sie mit Recht vermuten, daß keine anderen Programme bestehen, so ergibt es für sie wenig Sinn, beim Gebot für eine Walart ihre potentielle Zahlungsbereitschaft für andere gefährdete Arten zurückzubehalten, da diese — zumindest im Augenblick der Befragung beurteilt — vermutlich nie abgerufen würde und damit wirkungslos bliebe. Es ist plausibel, wenn die Probanden sich entscheiden, dann lieber alles einem Wal zu geben. Diese Interpretation wird stark durch eine Studie bestätigt, in der den Befragten mehrere Programme zur Auswahl gestellt wurden, durch welche jeweils eine kleinere oder größere Anzahl gefährdeter Arten geschützt würde. Nach JOHANSSON (1989) vgl. auch Tabelle 12 wurde

für ein Programm, welches doppelt so viele Arten schützt wie ein anderes, nahezu doppelt soviel geboten (vgl. ähnlich LOOMIS et al. 1993).

Für den warm glow effect gelten zunächst ähnliche Überlegungen. Die Gefahr der psychischen Überforderung ist jedoch für Befragte mit stärkerem moralischen Gewissen bedeutend größer, wenn sie sich bei einer ökonomischen Entscheidung, die sie aus Pflichtgefühl treffen, vergegenwärtigen, wo überall noch ihre Hilfe gefordert wäre. Da es auf der Welt zweifellos auch im Urteil vieler Befragten noch aktuellere moralische Probleme gibt als die Gefährdung von Arten (die sich ebenfalls mit Geld lindern ließen), müßte ein ständig alle Alternativen abwägender Proband antworten, daß er für den Existenzwert von Arten nicht zahlungsbereit sei, solange die noch gravierenderen Probleme, wie etwa der Hunger auf der Welt, nicht beseitigt wären. Dies würde für zahlreiche andere Fragestellungen ebenfalls gelten.

Den Autoren, welche die Anwendung der CV-Methode auf Fragestellungen mit moralischem Inhalt wegen des warm glow effects ablehnen, muß insoweit zugestimmt werden, daß man sich hier offensichtlich den Grenzen der Anwendbarkeit der Methode nähert. Eine Methode auch auf dünnem Eis anzuwenden, ist jedoch nicht per se abzulehnen, entscheidend ist vielmehr die Vorsicht bei der Interpretation der Ergebnisse. Ferner stellt sich die Frage nach den methodischen Alternativen, es sei denn, man verzichtet gänzlich auf Erkenntnisse, was nicht Sinn der Wissenschaft sein kann.

Ein in der Literatur noch weniger diskutiertes Argument dürfte dafür sprechen, daß der warm glow effect, wenn er auch jedes Befragungsergebnis beeinflussen mag, sich doch kaum so stark auswirken dürfte, daß er es völlig entwertete: Auch Entscheidungen im realen Leben erfolgen im Kraftfeld des warm glow effects und werden dennoch weitgehend systematisch und allenfalls teilweise spontan gefällt. Das beste Beispiel ist der Naturschutz, welcher dreistellige Millionenbeträge an Mitgliedsbeiträgen und Spenden mobilisiert. Wer langjährig für den Naturschutz oder ein anderes Ziel spendet, tut dies in der Regel nicht, weil er sich wie bei einem Spontankauf vorschnell und ohne Blick auf die Alternativen dazu überreden ließ (wenn dies als Ausnahme auch durchaus vorkommen mag). Den meisten Beitragleistenden geht es nicht darum, irgend etwas Gutes, sondern etwas ganz bestimmtes Gutes zu tun; viele würden auf Nachfrage zugeben, daß es auch nach ihren Wertmaßstäben Dinge gibt, die vielleicht noch wichtiger wären. Dennoch bleiben sie bei ihrer Entscheidung. In der hypothetischen Spendensituation der Befragung mag es durchaus so sein, daß der Anteil inhaltlich nicht festgelegter Probanden, die sich für mehrere Ziele spendenbereit erklären, ohne die **Summe** ihrer hypothetischen Beiträge im "Ernstfall" bezahlen zu können, größer ist als in der Realität. Daß der Anteil der "Spontankäufer" bei den Befragten jedoch 100% beträgt, wie es die "starke" warm glow-These nahezulegen scheint, ist eine extreme Annahme, die man nicht teilen muß; LOOMIS et al. (1993) ermittelten z.B. einen Anteil von unter 10%.

Relevanz für die vorliegende Studie: Zwar gibt es nach Kenntnis der Autoren keine CV-Studien, welche sich mit Arten befassen, die für den Auwald Isarmündung charakteristisch sind. Aus bisherigen Erfahrungen wären jedoch die Ergebnisse vorauszusagen. Nach ihrer Zahlungsbereitschaft für den Schutz des Blaukehlchens befragt, würden Haushalte in Deutschland im Schnitt einige DM pro Monat äußern. Hochgerechnet auf alle Haushalte und umgerechnet auf die Zahl der im Auwald Isarmündung vorkommenden Brutpaare könnte leicht eine Summe resultieren, die sich im Bereich des Wertes der jährlichen Holzerzeugung bewegte. Obwohl gelegentlich derartige Berechnungen (meist Laien) unterbreitet werden, ist von ihrer Verwendung abzuraten. Die Zahlungsbereitschaft für das Blaukehlchen bezieht sich fast ausschließlich auf den Existenzwert und fällt damit klar dem embedding effect zum Opfer. Zöge man gar mehrere Arten heran und addierte die Ergebnisse, so resultierte eine groteske Überschätzung des Ökologischen Wertes, welche die gesamte Studie unglaubwürdig machte. Um dieser Gefahr strikt auszuweichen, wird die Zahlungsbereitschaft für einzelne gefährdete Arten zur Begründung des Ökologischen Wertes nicht herangezogen. Damit ist jedoch nicht ausgeschlossen, daß sorgfältige Erhebungen eine derartige Zahlungsbereitschaft für den Auwald Isarmündung beweisen könnten. In diesem Falle wäre der Ökologische Wert größer als im vorliegenden veranschlagt.

3.3.5 Zahlungsbereitschaft für den Erhalt wertvoller Biotope

Wie die Tabelle 11 zeigt, sind neuere biotopbezogene Analysen vor allem in Großbritannien bekannt geworden. Sie betreffen Moore, Heiden und andere Landschaften besonderer Schönheit, Erholungseignung und von wissenschaftlichem Wert. Es werden sowohl TC- als auch CV-Methoden angewandt, gelegentlich in Kombination. Ein Blick auf diese Studien ist sehr lohnend. Von allen in den Tabellen dokumentierten Studien besitzen sie den engsten praktischen Bezug, sind sie doch — naheliegenderweise — meist in Fällen angefertigt worden, bei denen Nutzungskonflikte und Entscheidungsdruck vorlagen. Einige Studien wurden verbunden mit Opportunitätskostenrechnungen über geplante, mit dem Naturschutz im Konflikt stehende Nutzungen. HANLEY & CRAIG (1991) zeigen z.B. die volkswirtschaftliche Unrentabilität der subventionierten Erstaufforstung auf schottischen Hochmooren auf. WILLIS & BENSON (1988) untersuchen dasselbe für landwirtschaftliche Intensivierungen in wertvollen Biotopen unter dem Einfluß administrierter EG-Agrarpreise.

Tabelle 11: Studien über die Zahlungsbereitschaft für Erlebnisse in wertvollen Biotopen und Landschaften sowie ihren Erhalt

Autoren	Methode	Ergebnisse
Hanley & Craig 1991	CV	- Flow Country/Schottland (ca. 400.000 ha) £ 16,79 pro Person, einmalig £ 68.419 Mio. insgesamt £ 170 pro ha
Cobbing & Slee 1993	CV	- Mar Lodge Estate/Schottland (31.500 ha) £ 26,64 pro Person, einmalig £ 109 Mio. insgesamt £ 3.460 pro ha
Willis 1990 (vgl. auch Willis & Benson 1988, 1988a)	TC	- Skipwith Common/Nordengland (240 ha) £ 1,02 pro Besuch £ 15.574 insgesamt pro Jahr £ 64,89 pro Hektar und Jahr
	TC	- Derwent Ings/Nordengland (783 ha) £ 1,15 pro Besuch £ 3.788 insgesamt pro Jahr £ 23,38 pro Hektar und Jahr
	TC	- Upper Teesdale/Nordengland (655 ha) £ 2,29 pro Besuch £ 20.633 insgesamt pro Jahr £ 31,94 pro Hektar und Jahr
	CV	- Skipwith Common £ 2.290 pro Hektar und Jahr
	CV	- Derwent Ings £ 504 pro Hektar und Jahr
	CV	- Upper Teesdale £ 440 pro Hektar und Jahr

CV, TC: vgl. Fußnote in Tabelle 7.

Erfüllt eine biotopbezogene Studie methodische Anforderungen in hinreichendem Maße, so gelingt ihr die Messung des Erlebniswertes mit beliebiger Genauigkeit; hier liegt ihre große Stärke. Wenn im vorliegenden Falle Mittel und Zeit die Durchführung einer Primäruntersuchung erlaubt hätten, so wäre zweifellos nach dem Vorbild der in Tabelle 11 zusammengestellten Untersuchungen vorgegangen worden. Dies wäre bei weitem zu aufwendig gewesen, einige Elemente finden sich jedoch in bescheidenem Maße in der vorgenommenen Expertenbefragung wieder, auf die in Abschnitt 3.4.3 näher eingegangen wird. Die Ermittlung eines Existenzwertes ist im allgemeinen bedeutend schwieriger, schon weil sich das Hochrechnungsproblem kaum überzeugend lösen läßt. Die Frage, für welche Grundgesamtheit etwa

eine Stichprobe von Interviewten aus der näheren Umgebung repräsentativ wäre (für alle Anwohner des Landkreises Deggendorf? alle Bewohner Bayerns?) ist sehr schwer zu beantworten.

Relevanz für die vorliegende Studie: Daß sich die für andere Biotope im Ausland ermittelten Ergebnisse nicht auf den Auwald Isarmündung übertragen lassen, versteht sich von selbst. Da eine Primäruntersuchung nicht durchgeführt werden konnte, liefert die Diskussion von publizierten Studien in erster Linie wichtige methodologische Anhaltspunkte.

3.3.6 Zahlungsbereitschaft für Natur, Artenschutz und Landschaft im allgemeinen

In der Tabelle 12 sind Probanden nach ihrer Zahlungsbereitschaft für größere Naturschutz- oder Landschaftsgestaltungsprogramme, meist auf der Ebene eines gesamten Landes, gefragt worden. Die Ähnlichkeit der Ergebnisse neuerer Studien, sogar in unterschiedlichen Ländern und bei nicht identischen Problemstellungen, ist nicht zu übersehen. Tatsächlich kommen HOLM-MÜLLER et al. (1991), HAMPICKE et al. (1991), v.d. LINDEN & OOSTERHUIS (1988) und — nach Umrechnung der Daten pro Person in solche pro Haushalt — auch SCHWEPPE-KRAFT et al. (1989) und DRAKE (1992) zu einer identischen Größenordnung. Welche Einwände auch vorgebracht werden können, steht damit fest, daß die Ergebnisse nicht, wie gelegentlich behauptet, völlig beliebig und ohne Reproduzierbarkeit sein können, denn es wäre ein sehr unwahrscheinlicher Zufall, daß sie, wenn diese Umstände vorlägen, so weitgehend übereinstimmten. Entscheidend für ihre Validität ist jedoch unter anderem, inwieweit sie Zweifeln mit Bezug auf den embedding und den warm glow effect standhalten.

Da die Natur als Ganzes (konkret oft: die Verhinderung des Aussterbens von Arten) Gegenstand der Zahlungsbereitschaft ist, ist jeder embedding effect innerhalb des Bereiches des Naturschutzes ausgeschlossen. Dies macht die Ergebnisse wesentlich glaubwürdiger im Vergleich zu solchen, die sich z.B. allein auf das Blaukehlchen beziehen würden. Ein embedding effect kann jedoch fortbestehen in dem Maße, wie das Naturschutzziel Teil allgemeiner Umweltziele ist (einschließlich Luft- und Wasserreinhaltung, Lösung von Lärm- und Abfallproblemen usw.). Die Befragten können, allein auf den Naturschutz angesprochen, einen großen Teil ihres potentiellen Gesamtbudgets, welches sie für alle ökologischen Zielsetzungen vorsehen, angegeben haben, wovon sie einen Teil wieder "abziehen" müßten, wenn ihnen die Bedeutung der übrigen, ebenfalls Mittel beanspruchenden Umweltziele vor Augen geführt würde. Genau dieser Frage widmeten sich HOLM-MÜLLER et al. (1991) mit dem Ergebnis, daß der embedding effect klein ist. Dies resultiert u.a. daraus, daß die Zahlungsbereitschaft für den Naturschutz einen relativ geringen Anteil am gesamten Umweltbudget der Befragten einnimmt.

Mit Auswirkungen des warm glow effects muß beim Blick auf die Ergebnisse ebenfalls gerechnet werden. Das Ziel, Arten vor dem Aussterben zu retten, ist emotional und moralisch hoch besetzt, auch kann sich die Allgemeinheit der Fragestellung — von allen konkreten Arten und Biotopen absehend — hier negativ auswirken. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft liegt auffälligerweise in einer Größenordnung, welche typisch für reale Mitgliedsbeiträge oder periodische Spendenleistungen für karitative Vereinigungen ist.

Tabelle 12: Studien über die Zahlungsbereitschaft für Arten- und Biotopschutz und Landschaftserhalt

Autoren	Ziele	Ergebnisse
Walsh et al. 1984	15 % des Staates Colorado als Naturschutzgebiet (ca. 4 Mio. ha)	US $ 32 pro Haushalt und Jahr
Johansson 1989	Schutz von 300 Waldarten in Schweden	SKR 1.275 einmal
Schweppe-Kraft et al. 1989	Arten- und Biotopschutz in Berlin (W)	DM 126,82 pro Person und Jahr Summe DM 189 Mio. pro Jahr
Holm-Müller et al. 1991 a)	Verhinderung des Artensterbens in Deutschland	DM 16,12 pro Haushalt und Monat Summe DM 5,16 Mrd. pro Jahr
Hampicke et al. 1991 b)	Verhinderung des Artensterbens in der Deutschland	ca. DM 20 pro Haushalt und Monat Summe DM 3 - 7 Mrd. pro Jahr
v. d. Linden & Oosterhuis 1988, zit. in Kuik et al. 1991	Schutz der niederländischen Wälder und Heiden	Hfl 22,83 pro Haushalt und Monat Summe Hfl 1,45 Mrd. pro Jahr
Drake 1992	Erhalt der bäuerlichen Kulturlandschaft in Schweden	SKR 541 pro Person und Jahr

Alles CV (Befragungen) a) Kurzfassung in HOLM- MÜLLER 1992. b) Kurzfassung in HAMPICKE 1992. SKR: Schwedische Kronen, 1 SKR = ca. 0,20 DM. Hfl: Niederländische Gulden, 1 Hfl. = ca. 0,90 DM.

Ein Teil der Befürchtungen bezüglich des warm glow effects ist schon dadurch zu zerstreuen, daß die Zahlungsbereitschaft für den Naturschutz keineswegs allein altruistischen Motiven entspringt, sondern eine konkrete egoistische Erlebnis-Komponente besitzt, welche nach HAMPICKE et al. (1991) bei etwa 50% zu veranschlagen ist. Nur für die andere Hälfte besteht die Gefahr des warm glow effects. Hier ist zu bedenken, daß die monatliche Zahlungsbereitschaft von 20 DM pro Haushalt und Monat in dieser Studie durch eine Minderheit sehr

beitragsbereiter Personen (die es auch in der Realität des Naturschutzes gibt und daher nicht unglaubwürdig ist) stark nach oben beeinflußt ist, der Median liegt nur bei etwa 10 DM pro Haushalt und Monat. Die weitaus meisten Befragten geben also Beträge an, die weder "weh tun" noch als Ausdruck unglaubwürdiger Großherzigkeit zu interpretieren sind. Auch scheuten sich viele Probanden nicht, bei der unpersönlichen schriftlichen Befragung eine Beitragswilligkeit von Null zu äußern. Das Gesamtbild spricht also mehr dafür, daß die Befragten überlegt geantwortet haben.

Wird dann noch in Anschlag gebracht, daß die Hochrechnung in der Studie von HAMPICKE et al. (1991) außerordentlich zurückhaltend erfolgte, so kann kein anderer Schluß gezogen werden, als daß ein gewisser verfälschender Einfluß des warm glow effects, welcher den primären Befragungsergebnissen durchaus anhaften kann, wirksam eliminiert wurde. Tatsächlich beruht die Untergrenze der Hochrechnung von 3 Mrd. DM pro Jahr auf die alten Länder der Bundesrepublik (welche für die folgenden Überlegungen herangezogen wird) etwa auf der Übertragung des Medians von 10 DM pro Monat und Haushalt (nicht des arithmetischen Mittels von 20 DM) auf die Grundgesamtheit.

Um noch einen häufig erhobenen Einwand anzusprechen, sei auf den Status der Befragungsergebnisse im Hinblick auf konkrete ökonomisch-politische Umsetzungen hingewiesen: Es wäre naiv anzunehmen, daß wenn morgen eine Sammlung für den Naturschutz stattfände, die angegebenen Summen tatsächlich anfielen. Zahlreiche Personen würden vielmehr Gründe und Ausflüchte finden, wonach ihre angegebene Zahlungsbereitschaft doch nicht sofort und völlig freiwillig fließen könnte. Einige dieser Gründe wären sogar triftig, wie die Befürchtung, daß soviel Geld auf einmal wahrscheinlich nicht so effizient wie möglich eingesetzt würde. Die Ergebnisse der CV-Studien sind vielmehr so zu verstehen, daß die Zahlungsbereiten es akzeptieren würden, wenn in einem Umfeld von kompetenter fachlicher Umsetzung, gerechter Lastenverteilung und Abwesenheit unvorhergesehener Härten der Staat die Beiträge in der angegebenen Größenordnung für den Erhalt gefährdeter Arten von ihnen einforderte. Auf diese Schlußfolgerung kommt es jedoch allein an.

Relevanz für die vorliegende Studie: Erkenntnisse über die Zahlungsbereitschaft für den Naturschutz im allgemeinen besitzen den Nachteil, von Belangen einzelner Arten und Biotope, überhaupt von jedem konkreten Bezug entfernt zu sein. Ihre Vorteile, u.a. vom embedding effect nahezu völlig und vom warm glow effect weitgehend frei zu sein, sowie ihre sonstige Glaubwürdigkeit wiegen jedoch so stark, daß sie nach Auffassung der Bearbeiter ihre Nachteile mehr als kompensieren, wenn es gelingt, die Daten trotz der ihnen primär anhaftenden sachlichen und räumlichen Bezugslosigkeit auf nachvollziehbare Weise in konkret-biotopbezogene Angaben zu transformieren. Die folgende Überlegung zeigt, daß dies möglich ist.

3.3.7 Ableitung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Auwald Isarmündung aus allgemeinen Daten

Die Studie von HAMPICKE et al. (1991) ermittelt eine Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Naturschutz in den alten Bundesländern von mindestens 3 Mrd. DM pro Jahr (Tabelle 12). Den Befragten wurde in der Studie die unter Experten unstrittige Tatsache verdeutlicht, daß es nicht sinnvoll wäre, eine Summe dieser Art über die Gesamtfläche des Landes (damals ca. 25 Mio. ha) zu verteilen. Vielmehr vollzieht jeder ökologisch Informierte nach, daß sie gezielt in Regionen mit vorrangiger Naturschutzfunktion einzusetzen wäre, die sich übereinstimmend auf etwa 15% der Fläche belaufen (vgl. RSU 1985, HAMPICKE et al. 1991, Szenario II, HORLITZ & KIEMSTEDT 1991, JEDICKE 1990, JEDICKE 1992, analoge Daten für die Schweiz in BROGGI & SCHLEGEL 1989).

Die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft von 3 Mrd. DM pro Jahr transformierte sich nach dieser Überlegung in eine flächenbezogene Zahlungsbereitschaft von 3×10^9 DM/Jahr ·/. $(0{,}15 \times 25 \times 10^6$ ha) = 800 DM/ha und Jahr. Nun ist ebenfalls unstrittig, daß die ökologischen Vorrangflächen im Umfang von 15% der Gesamtfläche keineswegs homogen in ihrem ökologischen Wert sind. Der Anteil der Spitzenbiotope vom Rang des Auwalds Isarmündung liegt weit darunter; er dürfte kaum mehr als 10% der Fläche der Vorrangregionen ausmachen. Eine enge Auslegung des Begriffs "Artenschutz", wonach sich alle Anstrengungen auf die Abwendung von Verlusten hochgradig aussterbensgefährdeter Arten in den Spitzenbiotopen zu konzentrieren hätten, ließe im Extrem sogar die Forderung erheben, die gesamte Zahlungsbereitschaft allein auf die Spitzenbiotope umzurechnen, unter denen der Auwald Isarmündung ohne Zweifel firmieren würde, womit sich ein Wert von 8.000 DM pro Hektar und Jahr ergäbe. Dieser Interpretation sei hier nicht gefolgt, da sie nicht den Intentionen der Befragten entspricht, welche, wie oben erwähnt, als wesentliches Motiv ihrer Zahlungsbereitschaft die Möglichkeit des Erlebnisses schöner Biotope und Landschaften angaben, wofür aber ein Anteil von 1,5% der Landesfläche weitaus zuwenig wäre. Ausdrücklich sei jedoch festgestellt, daß eine Strategie der zumindest kurzfristigen Konzentration aller Mittel auf die wertvollsten Spitzenbiotope keineswegs ganz ohne naturschutzfachliche Begründung wäre und sicherlich Experten fände, die sie unterstützten. Insofern ist der extrem hohe Wert von 8.000 DM pro Hektar und Jahr als Referenzpunkt nicht ganz ohne Bedeutung.

Das geschilderte Extrem nicht zu befürworten, bedeutet jedoch nicht, die genannten Vorrangflächen von 15% der Gesamtfläche als homogen anzusehen. Wie zahlreiche empirische Studien ausweisen, würden selbst anspruchsvolle Zielsetzungen von Naturschutz und Landschaftspflege in umfangreichen Biotopen gar nicht den Aufwand von 800 DM pro Hektar und Jahr erfordern. Die Entscheidung, den Spitzenbiotopen vom Rang des Auwalds Isarmündung den doppelten Betrag vom Durchschnittssatz von 800 DM pro Hektar und Jahr zuzuweisen,

mithin 1.600 DM pro Hektar und Jahr, wäre in Anbetracht der Kosten- und Wertunterschiede innerhalb der Vorrangflächen voll zu vertreten und liefe immer noch auf eine relativ nivellierende Mittelverteilung hinaus. Wenn im vorliegenden (auch in Erinnerung der Tatsache, daß die 3 Mrd. DM pro Jahr die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft und sehr wahrscheinlich eine Unterschätzung darstellen) nicht einmal die 1.600 DM pro Hektar und Jahr für den Auwald Isarmündung, sondern nur 1.000 DM pro Hektar und Jahr in Anschlag gebracht werden — wenig mehr als der Durchschnitt der Vorranggebiete — so dürfte jeder Einwand der Überschätzung des Ökologischen Wertes, soweit er von der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung abgeleitet ist, gegenstandslos sein.

Die vorliegende Studie schließt zusammenfassend aus der in mehreren, voneinander unabhängigen Untersuchungen dokumentierten Zahlungsbereitschaft der Gesamtbevölkerung für den Naturschutz, daß es dem Willen dieser Bevölkerung entspräche, wenn **jährlich 1.000 DM pro Hektar und Jahr** für Zwecke des Naturschutzes in den Auwald Isarmündung flössen. Dies ist die **Nachfrage nach Naturschutz** auf diesen Flächen und damit ihr **Ökologischer Wert**, ausgedrückt in einer jährlichen Zahlung.

3.4 Zahlungsbereitschaft des Staates

Von der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Naturschutz ist nur ein relativ geringer Teil aktiviert, nämlich derjenige, welcher in Form von Beitragszahlungen zu Verbänden, Spenden usw. tatsächlich ausgegeben wird. Die Gründe, warum diejenigen Personen, welche sich in Befragungen zahlungsbereit erklären, diese Zahlungen nicht aktuell leisten, sind vielschichtig und können hier nicht erörtert werden. Wenn auch die Analogie nicht in allen Punkten unproblematisch ist, so sind doch die vom Staat dem Naturschutz zufließenden Leistungen als Ausdruck seiner "Zahlungsbereitschaft" zu interpretieren, die er stellvertretend für die Bürger und in einem demokratischen Staat in ihrem Auftrag äußert. Im Hinblick auf das vorliegende Problem verdient diese Bereitschaft eine kurze Untersuchung, wobei zweckmäßigerweise zwischen Maßnahmen in der Land- und in der Forstwirtschaft unterschieden wird.

3.4.1 Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft und der offenen Landschaft

Hier haben Extensivierungshilfen und -programme vor allem auf der Ebene der Bundesländer und der EG schon eine längere Tradition; ein vollständiger Überblick ist im vorliegenden Rahmen nicht nur wegen des beschränkten Raumes unmöglich, sondern auch durch den Umstand erschwert, daß sich vor allem bei EG-Maßnahmen die Ziele des Natur- und Landschaftsschutzes, der landwirtschaftlichen Einkommenspolitik sowie der Produktionsdrosse-

lung überlagern. Oft treten auch Motive des Boden-, Grundwasser und Fließgewässerschutzes hinzu.

Tabelle 13: Haushaltsansätze der "alten" Bundesländer 1990 für Naturschutz und Landschaftspflege

	Ausgaben bundesweit	
	Mio. DM	**%**
Landschaftspflege	110,2	29,4
Grunderwerb	121,8	32,5
Entschädigungen	13,2	3,5
Ausgleichszahlungen und Extensivierung	76,3	20,3
Forschung	20,4	5,4
Verschiedenes	33,2	8,9
Zusammen	375,1	100,0

Nach ROHLF 1991, vereinfacht.

Ein erheblicher Teil der staatlichen Naturschutzmittel fließt der Landwirtschaft direkt oder indirekt zu oder wird im Grenzbereich zu ihr alloziert, wie etwa auf brachfallenden Flächen. Wie die Tabelle 13 zeigt, wurden im Jahre 1990 von allen Ländern des damaligen Bundesgebietes etwa 375 Mio. DM für Naturschutz und Landschaftspflege aufgewandt. Exakte jüngere Daten liegen zwar nicht vor, jedoch dürfte die Summe für Gesamtdeutschland bei etwa 500 Mio. DM pro Jahr liegen. Rechnerisch ist das ein Sechstel der in der Studie von HAMPICKE et al. (1991) angegebenen Untergrenze für die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung (damals nur in den "alten" Ländern), womit der Staat diesem Willen zwar nur zu einem Teil, jedoch im Zuge des zunehmenden Stellenwertes des Naturschutzes in der Hierarchie gesellschaftlicher Ziele immerhin erkennbar folgt.

Die Tabelle weist aus, daß je ein Drittel bzw. knappes Drittel der Mittel in den Grunderwerb und in die Landschaftspflege fließen, während Extensivierungs- und Ausgleichszahlungen für Nutzungsverzichte etwa 20% ausmachen. Diese Aufteilung ist nicht unproblematisch (vgl. HAMPICKE 1993), so sind z.B. hohe Ausgaben für den Ankauf teurer Flächen mit nur mäßigem Naturschutzwert kaum zu rechtfertigen. Auch Landschaftspflegemaßnahmen, wie die Offenhaltung früher beweideter Magerrasen, sind besonders in Hanglagen teilweise exorbitant teuer (mehrere 1.000 DM pro Hektar in kurzen Abständen); hier sollte soweit möglich angestrebt werden, frühere Nutzungen wieder zu aktivieren und diese finanziell zu unterstützen.

Diese und andere Ineffizienzen sind als "Anlaufschwierigkeiten" zu interpretieren und mit der Zeit auszuräumen.

In einem Szenario, in welchem im Auwald Isarmündung Maximalwünsche des Naturschutzes erfüllt wären, würde der größte Teil der volkswirtschaftlichen Kosten (neben gewissen Pflege- und Unterhaltsmaßnahmen) im Verzicht auf die Gewinne aus der intensiven Pappelkultur liegen, da diese verdrängt werden müßte. Das ist eine klare Analogie zu den Prozessen der Extensivierung und gelegentlichen Nutzungsaufgabe in der Landwirtschaft, welche vom Staat durch Ausgleichszahlungen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes ermöglicht wird. Eine solche vertragliche Lösung wäre zwar auch im Auwald Isarmündung denkbar, jedoch bildet sie nicht den Kern der vorliegenden Überlegungen. Das primäre Interesse liegt vielmehr in der Offenlegung der Zahlungsbereitschaft, welche der Staat im Rahmen des Vertragsnaturschutzes mit der Landwirtschaft zweifellos äußert. Betreibt der Staat eine effiziente und in sich konsistente Naturschutzpolitik, so kann er insbesondere bei knappen Mitteln Zahlungsbereitschaften für unterschiedliche Biotope nicht willkürlich äußern, vielmehr müssen diese dem jeweiligen ökologischen Wert entsprechen. Der Gedanke drängt sich auf, daß wenn der Staat einem ökologisch wertvollen Biotop A gegenüber eine Zahlungsbereitschaft X äußert, er bei konsistentem Handeln dann einem ökologisch mindestens so wertvollen Biotop B dieselbe oder gar noch eine höhere Zahlungsbereitschaft äußern müßte.

Spielt dieser Schluß auch im vorliegenden eine große Rolle, so ist jedoch einem Mißverständnis vorzubeugen: In ökonomischer Sicht interessieren allein **Bewertungen** und die daraus entspringende Zahlungs**bereitschaft**. Ob Zahlungen wirklich fließen, wird auch durch rechtliche und politische Umstände bestimmt. Manche ökologischen Leistungen, für die der Staat seinen Wertungen gemäß zahlungsbereit wäre, werden von ihm dennoch nicht bezahlt, weil die betreffenden privaten Wirtschaftssubjekte keinen rechtlichen Anspruch darauf haben, die Kosten vielmehr selbst tragen müssen. Obwohl eine solche Lösung beim vorliegenden Problem selbstverständlich unmöglich ist, ist dennoch der Status dieses Gutachtens klarzustellen: Es wird nicht gesagt, wieviel der Staat für die ökologischen Qualitäten des Auwalds Isarmündung faktisch bezahlen **soll**, sondern allein, welche monetäre **Wertschätzung** er diesem Biotop im Vergleich mit seinen sonstigen Leistungen angedeihen lassen müßte, wenn sein Bewertungssystem in sich konsistent ist.

Der Vertragsnaturschutz ruft auch in der Landwirtschaft neben Erfolgen zahlreiche Probleme hervor, die seine Effizienz gelegentlich beeinträchtigen; nicht alle Programme bieten sich als Vorbild für andere Bereiche an. Zu den Problemen gehören u.a.:

- Wegen der völlig freiwilligen Teilnahme ist oft schwer eine Planung möglich, etwa der Einbezug aller erforderlichen Flächen in ein extensives Verbundsystem.

- Es besteht umgekehrt kein Anspruch auf die Teilnahme am Programm, insbesondere auf die Verlängerung von Verträgen. Über letztere entscheidet die Budgetlage der Behörden, was oft eine zwingend gebotene langfristige Planung in den Betrieben (z.B. über Investitionsentscheidungen) behindert.

- Beim Grünland sind die angebotenen Fördersummen für eine durchgreifende (auch zeitbedürftige) Extensivierung oft zu gering.

- In anderen Fällen erfolgen Zahlungen bei geringer Gegenleistung ("Mitnahmeeffekte"); die betreffenden Flächen wären m.a.W. auch ohne Ausgleichszahlung nicht intensiver bewirtschaftet worden.

Die Tabelle 14 stellt typische Fördersätze für die wichtigsten Maßnahmen zusammen, die von Land zu Land leicht abweichen. Ungeachtet der erwähnten Kritikpunkte stellt der Vertragsnaturschutz das dynamischste Element des Naturschutzes der letzten Jahre dar, hätte sich ohne ihn oft gar nichts bewegt und ist er hoheitlich-administrativem Naturschutz mit dessen Tendenz, Fronten zu Land- und Forstwirtschaft sowie anderen Interessen aufzurichten, bei weitem vorzuziehen. Hier wird Naturschutz nicht mit Verboten, sondern mit wirtschaftlichen **Anreizen** betrieben, ohne welche, wie die Erfahrung in allen Wirtschaftssystemen zeigt, nichts vorankommt (vgl. auch FREY & BLÖCHLIGER 1991). Ein noch nicht befriedigend geregelter volkswirtschaftlicher Aspekt besteht darin, daß der Vertragsnaturschutz in der Landwirtschaft nahezu regelmäßig Entwicklungen wieder korrigiert, welche zuvor ebenfalls durch staatliche Einflußnahme und mit Kosten — etwa in Gestalt von Flurbereinigungen, Wasser- und Wegebauten — erst herbeigeführt wurden. Der Steuerzahler kommt erst für die Intensivierung und dann noch einmal für die Extensivierung auf. Es verdient hervorgehoben zu werden, daß dieses Problem in der Forstwirtschaft kaum besteht.

Unter den Extensivierungsmaßnahmen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes verdienen Ackerrandstreifen aus mehreren Gründen besondere Aufmerksamkeit. Bei ihnen leistet der Staat Zahlungen an Landwirte, welche an Ackerrändern oder zuweilen auch auf ganzen Flächen auf das Ausbringen von Herbiziden, anderen Pestiziden und auf Sandböden auch Mineraldünger verzichten (vgl. SCHUMACHER 1984, PILOTEK & NEZADAL 1989, EVELT-NEITE 1992):

- Sie zählen zu den ältesten Programmen, insbesondere in Nordrhein-Westfalen liegen umfangreiche Erfahrungen vor.

- Sie werden gut angenommen, vielerorts praktiziert und tragen zur Konfliktminderung zwischen Landwirtschaft und Naturschutz bei.

Tabelle 14: Fördersätze in der Landwirtschaft als Maß für die Zahlungsbereitschaft des Staates für den Naturschutz (kleine Auswahl)

	DM/ha u. Jahr
In den meisten Bundesländern	
Grünlandextensivierung mit geringen Auflagen (Mähtermine, Düngungsbeschränkungen)	300 - 400
Ackerrandstreifen	750 - 1.500 oft 1.000
Ausgewählte Einzelprogramme	
Baden-Württemberg:	
Extensivierung nach Marktentlastungs- u. Kulturlandschaftsausgleich (MEKA)	bis 550
Bayern:	
Extensivierung im Weinbau	bis 1.416
Streuobstwiesen	bis 700
Teiche, Röhrichte	bis 900
Brandenburg:	
Anwendung von für die Naturaustattung möglichst schonenden Nutzungsformen in unterschiedlichen Biotopen	500 - 800
Hamburg:	
Feuchtgrünland-Höchstfördersatz (keine Düngung, keine Beweidung)	Geest: 500 - 1.000 Marsch: 650 - 1.250
Hessen:	
Ökowiesen	bis 400
Niedersachsen:	
Erschwernisausgleich Dauergrünland	400 - 500
Nordrhein-Westfalen:	
starke Nutzungseinschränkung auf Wiesen	700 - 1.200
Schleswig-Holstein:	
Feuchtgrünland, Kleinseggenwiesen, Sumpfdotterblumenwiesen	550
Umwandlung von Acker in Grünland und extensive Nutzung	750
Thüringen:	
Grünlandextensivierung	bis 700

Quelle: Naturlandstiftung Hessen 1992.

- Sie zielen eindeutig auf den Erhalt gefährdeter Arten ab; andere Funktionen, wie die Produktionsdrosselung treten quantitativ in den Hintergrund.

- Ihre volkswirtschaftlichen Kosten sind wegen der geringen benötigten Flächen sehr gering, obwohl insbesondere bei stark gesunkenen Getreidepreisen, denen ein Absinken der Förder-

summen bisher nicht folgte, durchaus gewisse Einkommenswirkungen resultieren. Oft wird mehr erstattet, als durch den Verzicht auf Pestizide eingebüßt wird.

- Sie sind ökologisch sehr erfolgreich. In Regionen wie der Eifel haben sich Bestände früher stark zurückgegangener Wildkrautarten auf Kalkstandorten stabilisiert. Die weniger offensichtlichen, jedoch in ihrer Bedeutung nicht nachstehenden positiven Wirkungen auf die Fauna werden erst in neuerer Zeit hervorgehoben (RASKIN et al. 1992).

Die genannten Gründe rechtfertigen, Ackerrandstreifen als Prototyp der Manifestation staatlicher Nachfrage nach und Zahlungsbereitschaft für Naturschutzleistungen zu interpretieren. Der Erfolg legt den Gedanken nach Verallgemeinerung nahe: Gewiß ist hier Vorsicht am Platze und sollte nicht "jeder kommen können". Jedoch ist der Schluß unausweichlich, daß bei einem zielgerichteten und konsistenten Handeln des Staates Biotope vergleichbaren ökologischen Wertes, die aus institutionellen, historischen oder sonstigen kontingenten Umständen bisher keine Zahlungen empfangen, ihrer nicht weniger würdig sind, wenn nur auf diese Weise ihr ökologischer Wert gesichert werden kann. Wenn bestimmte Zahlungen zugunsten der Feldflora politisch nahezu einhellig akzeptiert sind und ihren Erfolg unter Beweis gestellt haben, so müßten sie zugunsten **weniger anderer Spitzenbiotope**, wie ihn der Auwald Isarmündung nach den Ausführungen des Abschnitts 2 wie kaum ein anderer darstellt, erst recht zu akzeptieren sein. Auch ist die Problemlage weitgehend analog: In beiden Fällen sind Nutzungsextensivierungen erforderlich, welche die ökonomische Bewirtschaftung ohne Ausgleich unmöglich machen. Daß der betreffende Teil des Ackers weiter in der Nutzung bleibt und wegen der Biotopansprüche der Ackerwildkräuter auch bleiben muß, während die Extensivierung im Auwald die Bewirtschaftung bis auf Null reduzieren kann, ist ökonomisch unerheblich. Wie schon erwähnt (vgl. Abschnitt 2.5), ist das Erfordernis, die Nutzung vollständig einzustellen, im übrigen nicht zwingend begründet.

Zusammenfassend ist kein Grund erkennbar, weshalb die für Ackerrandstreifen gebotenen Zahlungen von 700 bis 1.500 DM pro ha und Jahr (entsprechend 0,07 bis 0,15 DM pro m² und Jahr) nicht auch zum Schutz der Auwaldflora und -fauna zu rechtfertigen wären. Im vorliegenden wird davon ausgegangen, daß ein konsistentes Handeln des Staates eine Zahlungsbereitschaft von mindestens **1.000 DM pro Hektar und Jahr** auch hier begründen müßte.

3.4.2 Maßnahmen im Bereich der Forstwirtschaft

Der Vertragsnaturschutz ist in der Forstwirtschaft noch weit weniger entwickelt als in der Landwirtschaft. Die Tabelle 15 enthält im oberen Teil alle in der Fachliteratur der letzten Jahre behandelten Fälle. Der bei weitem interessanteste Vergleichsfall ist der Auwald im

Naturschutzgebiet "Taubergießen" in der Oberrheinebene. Dort wollten die Eigentümer, die französische Gemeinde Rhinau, den Wald wegen ihrer jahrhundertelangen Verbundenheit mit ihm unter allen Umständen behalten, verzichteten jedoch nach komplizierten Verhandlungen gegen eine Entschädigungsssumme von jährlich 287 DM pro ha auf das Recht, ihn forstlich zu nutzen. Die Summe ist aus mehreren Gründen seit dem Vertragsabschluß Ende der 70er Jahre nicht erhöht worden, sie stellt etwa den entgangenen Reinertrag der Pappelkultur zum damaligen Preisniveau dar. Ökonomisch ist hierzu zu sagen, daß die Optionen, sich einen Nutzungsverzicht in Gestalt einer jährlichen Rente oder eines kapitalisierten Einmal-Betrages auszahlen zu lassen, in erster Näherung äquivalent sind, wenn auch in jedem Einzelfall weitere Überlegungen mehr in die eine oder in die andere Richtung weisen. Die Vereinbarung bei der Rastatter Rheinaue ist im Prinzip wie im Taubergießen, allein der Flächenumfang ist wesentlich geringer.

Bei den übrigen drei Fällen des Vertragsnaturschutzes in der Tabelle liegen jeweils spezielle Umstände vor, so daß die Übertragung auf andere Biotope kaum möglich ist. Man wird die Erfahrungen abwarten müssen.

Die deutlichste Präferenzäußerung staatlicher Instanzen zum Naturschutz in der Forstwirtschaft stellt bislang das Angebot der Landschaftspflegerichtlinie Baden-Württemberg dar (ebenfalls Tabelle 15, unten), welche Beträge bis zu 600 DM pro ha und Jahr für naturförderliche Wirtschaftsmaßnahmen im Wald zu zahlen bereit ist. Zwar orientiert sich die Aufstellung an den Kosten, welche den Waldbesitzern durch die größere Naturnähe der Bewirtschaftung entstehen (eine ausführlichere Zusammenstellung von Maßnahmen und Kosten findet sich bei SUDA 1993), jedoch zeigt die vom Staat frei gesetzte Obergrenze, bis zu welcher Höhe er in Abwägung mit anderen, ebenfalls Finanzmittel beanspruchenden Zielen und bei engem Finanzierungsspielraum zu gehen bereit ist. Wenn auch erst in schwächerem Maße als bei den Ackerrandstreifen, läßt sich auch hier der Analogieschluß ziehen, daß eine konsistente Naturschutzpolitik, welche 600 DM pro ha und Jahr für gewiß wichtige, jedoch selten überragende und einmalige Ziele, wie sie im Auwald Isarmündung zu erreichen sind, zu zahlen bereit ist, für einen Waldbiotop vom Range des letzteren erheblich mehr aufwenden sollte, womit man sich wieder der Marke von 1.000 DM pro ha und Jahr nähern würde.

Tabelle 15: Entschädigungszahlungen für Nutzungsbeschränkungen auf Waldflächen

Ort, Objekt, allg. Angaben	Art der Einschränkungen	Bewertung	Entschädigungsbetrag
NSG "Taubergießen" Wald der französischen Gemeinde Rhinau (Baden-Württemberg)	- Völlige Nutzungsaufgabe im Bannwald (102,8 ha)	Bruttoerlöse für die mögliche Holznutzung abzüglich der Holzerntekosten	287 DM/ha x 102,8 ha = 29.503 DM, jährlich
NSG "Rastätter Rheinaue" Wald der französischen Gemeinde Münchhausen (Baden-Württemberg)	- Eingeschränkte forstwirtschaftliche Nutzung im Schonwald (13,5 ha)	Bruttoerlöse für die mögliche Holznutzung abzüglich der Kosten für gesicherte Kultur und Forstschutz	220 DM/ha x 13,5 ha = 2.970 DM, jährlich
Wald des Forstbetriebes von Buttlar-Elberberg I: Revier Glashütte II: Revier Elberberg (Hessen)	- Erhaltung schützenswerter Einzelbäume bzw. Waldbestände - Biotop und Waldrandgestaltung	Bestandeswert + Hiebsunreife + kapitalisierte Bodenrente zuzüglich Erstattung der Kosten für die Pflegemaßnahmen	I: 14,94 DM/ha x 728 ha = 10.876 DM, jährlich II: 25,07 DM/ha x 430 ha = 10.780 DM, jährlich
NSG "Arnsberger Wald" Modellberechnung für das geplante NSG im FA Obereimer (Nordrhein-Westfalen)	- Erhöhung des Altholzanteils - Umwandlung von Fichten- in Laubholzbestände	Bestandeswert + Zuwachswertermittlung + Mehraufwand für die Laubholzbegründung	168 DM/ha, jährlich
NSG "Ossenberg-Ferrenbusch" bei Göttingen (Niedersachsen)	Erhaltung der Mittelwaldwirtschaft (13 ha)	Deckungsbeitragsdifferenz	300 DM/ha, jährlich; einmalig zu Beginn 70.000 DM
Landschaftspflegerichtlinie des Landes Baden-Württemberg	Erhaltung oder Erneuerung naturnaher, seltener Waldgesellschaften, historischer Waldnutzungsformen (Nieder- und Mittelwaldwirtschaft	Deckungsbeitragsdifferenz	pauschalierter Nettoertragsausfall: max. 600 DM/ha, jährlich

Quellen: Lauterwasser & Hauck (1987); Kälble (1984); v. Sperber (1992); Meyer-Reichert (1992); Freist & Klüssendorf (1991); Landschaftspflegerichtlinie Baden-Württemberg (1991) sowie eigene Erhebungen

3.4.3 Expertenbefragung

Im Rahmen dieser Studie wurden 120 Experten der Fächer Zoologie, Botanik, Pflanzenbiologie, Landschaftspflege, Landschaftsplanung, Wasserbau und Umweltökonomie an Universitäten Bayerns, Baden-Württembergs, der Schweiz und Österreichs schriftlich Fragen vorgelegt. Der Rücklauf betrug fast zwei Drittel und war damit sehr positiv. Einzelheiten zur Befragung finden sich in einem kurzen Bericht im Anhang A. In den Fragebogen wurden einige Fragen aufgenommen, welche auch für sich genommen von Interesse sind (es wurde die Gelegenheit wahrgenommen, sie "unterzubringen"), die hier entwickelte Argumentation jedoch nur am Rande berühren; für sie sei auf den Anhang verwiesen.

Wichtig ist, daß fast alle Befragten (über 90%) eine ökologische Entwicklung, wie sie der Auwald Isarmündung bei einem vorgesehenen Tausch nehmen könnte, charakterisiert durch radikale Nutzungsextensivierung oder -aufgabe, für äußerst wichtig oder wichtig halten; über 55% der Befragten hielten dies für äußerst wichtig (Frage 1). Dies sollte unabhängig von den ökonomischen Problemen als Bekräftigung der Aussagen im Abschnitt 2 dieser Studie verstanden werden: daß es bei den Entwicklungsperspektiven nicht um Bagatellen oder "ökologischen Luxus" geht, vielmehr die Verantwortung aller Entscheidungsträger gefordert ist, um die Chance zur Entwicklung wenigstens eines exemplarischen Biotops nicht vorübergehen zu lassen.

Es wurde ferner gefragt, wieviel jeder Durchschnittsverdiener in Deutschland, der Schweiz und Österreich monatlich für das Ziel zu opfern bereit sein sollte, um ökologische Vielfalt in Mitteleuropa, insbesondere zur Verhinderung des Aussterbens von Arten, zu erhalten und wiederzuentwickeln (Frage 8). Die Experten sollten also eine gerechte Norm für Nicht-Experten vorgeben. Der Mittelwert der Antworten von etwa 26 DM liegt interessanterweise sehr nahe der in der Tabelle 12 (Abschnitt 3.3.6) von der Durchschnittsbevölkerung selbst angegebenen eigenen Zahlungsbereitschaft. Auch wenn für viele von ihnen eher der Median der Antwortstichprobe (bei HAMPICKE et al. 1991 über 800 Personen) von nur 10 DM pro Haushalt und Monat relevant ist, kommen auch sie in ihrer Selbsteinschätzung dem, was Experten von ihnen erwarten, recht weit entgegen. Das Ergebnis bestätigt die im Abschnitt 3.3.7 ausgesprochene Vermutung, wonach eine Zahlung um durchschnittlich 20 DM pro Haushalt und Monat für die Verhinderung des Artenschwundes auf breite gesellschaftliche Zustimmung stieße. Die befragten Experten geben an, selbst etwa den doppelten Betrag ihrer Erwartung an die anderen, nämlich im Schnitt 55 DM pro Monat zahlen zu wollen. Daß sie in Frage 3 fast 50% davon, nämlich etwa 25 DM pro Monat, für die Entwicklung der Auwalds zahlen würden (wenn sie z.B. Mitglied eines Naturschutzverbandes wären, in dessen

Eigentum er sich befände), kann als Ausdruck des embedding effects interpretiert werden (vgl. Abschnitt 3.3.6), jedoch ist vor eiligen Schlüssen zu warnen.

Die im vorliegenden Kontext wichtigste Frage 2 lautet:

"Seit Jahren finanziert der Staat Extensivierungsprogramme in der Landwirtschaft. Charakteristisch sind z.B. Ackerrandstreifen- und Feuchtwiesenprogramme mit jährlichen Fördersummen um 500 - 1.000 DM pro Hektar. Sehen Sie bitte einmal von gewissen Mängeln mancher Programme ab und haben Sie nur die im Auge, welche gute Erfolge zeigen. Mit welcher Summe sollte der Staat im Vergleich dazu Ihrer Meinung nach den oben geschilderten Auwald fördern?"

Der Mittelwert der Angaben beträgt 1.285 DM pro Hektar und Jahr. Wie im Anhang A näher beschrieben, entsteht er durch eine Verteilung der Antworten in der Weise, daß sehr wenige Befragte (6,7%) eine geringere Summe als 500 DM für angemessen halten, eine große Mehrheit (67,7%) Werte im selben Intervall wie bei der staatlichen Extensivierungsförderung angeben, davon je etwa 25% an der Unter- und Obergrenze, und der Rest (25,6%) einen noch höheren Betrag als 1.000 DM fordert. Unter den noch höheren Werten findet sich eine Extremangabe von 10.000 DM. Obwohl kein Grund dazu besteht, die Angabe als "Ausreißer" nicht ernst zu nehmen, wurden in einem Vergleich sämtliche Angaben über 1.000 DM nur mit diesem Betrag berücksichtigt (z.B. 1.000 DM statt 2.000 in mehreren Fällen). Dadurch reduzierte sich der Mittelwert aller Antworten auf 985 DM. Obwohl die Ausreißer den Mittelwert zweifellos beeinflussen, fällt letzterer also bei ihrer Nichtberücksichtigung kaum unter 1.000 DM pro Hektar und Jahr.

Das Ergebnis wird so interpretiert, daß ökologische Experten es für voll gerechtfertigt halten, wenn die Zahlungsbereitschaft des Staates für hochwertige Ackerrandstreifen von **1.000 DM pro Hektar und Jahr** auch für einen einmaligen Auwald vom Range dessen an der Isarmündung geäußert wird.

3.5 Schlußfolgerung für den Ökologischen Wert des Auwalds Isarmündung

In diesem Abschnitt wurden Anhaltspunkte für einen monetären Ausdruck des Ökologischen Wertes des Auwalds Isarmündung auf drei verschiedenen und zumindest teilweise voneinander unabhängigen Wegen gewonnen:

1. Die **allgemeine Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung** für den Naturschutz liegt — umgelegt auf die Fläche ökologischer Vorranggebiete im Umfang von etwa 15% der Landesflä-

che der Bundesrepublik — nach einschlägigen Schätzungen im Intervall zwischen 800 und 1.800 DM pro ha und Jahr. Die Vorranggebiete sind hinsichtlich ihrer ökologischen Wertigkeit und ihres finanziellen Förderungsbedarfs außerordentlich heterogen, so daß es zu vertreten gewesen wäre, einem einmaligen Spitzenbiotop wie dem Auwald Isarmündung mit seiner überragenden Bedeutung für den Erhalt gefährdeter Tier- und Pflanzenarten ein Vielfaches des Durchschnitswerts zuzuweisen. Im Bestreben, den Ökologischen Wert keinesfalls zu überschätzen, wurde davon Abstand genommen; vielmehr wurde allein die Untergrenze des Intervalls leicht angehoben und der Wert auf Grund der Nachfrage nach Naturschutz in der Bevölkerung mit **1.000 DM pro Hektar und Jahr** geschätzt. Dies ist sehr zurückhaltend; es ist mit anderen Worten außerordentlich unwahrscheinlich, daß die Bevölkerung, rückgefragt, eine derartige Wertzuweisung zum Biotop ablehnen würde.

2. Der Staat äußert als Wirtschaftssubjekt eine Nachfrage nach Naturschutzleistungen, indem er diese finanziell fördert. Je nach Biotop liegen die Fördersummen zwischen einigen hundert und mehreren tausend DM pro Hektar und Jahr. Wie bei allen staatlichen Leistungen besteht die unbestrittene Forderung, daß derartige Programme in sich konsistent sein müssen. Der Staat besäße inkonsistente Präferenzen, wenn er für ökologisch weniger wertvolle Biotope hohe Summen, für einmalige Spitzenbiotope dagegen gar nichts zu zahlen bereit wäre. Noch einmal sei betont, daß dieses Argument nicht mit einer konkreten Zahlungsforderung verwechselt werden darf: Es geht allein darum, die mit staatlicher Politik immer verbundenen impliziten Bewertungen zu verdeutlichen. Ein überzeugender Anknüpfungspunkt ist die staatliche Zahlungswilligkeit beim Vertragsnaturschutz, vor allem im Bereich der Landwirtschaft. Wenn für erfolgreiche und anerkannte Artenschutzmaßnahmen, wie etwa Ackerrandstreifenprogramme, durchschnittlich 1.000 DM pro Hektar und Jahr angeboten werden, so ist es schlüssig, eine solche Wertschätzung für den ökologisch mindestens so bedeutenden Auwald Isarmündung ebenfalls zu äußern.

3. Der letztere Gedankengang wurde einer Gruppe von **120 ökologischen Experten** an Hochschulen Süddeutschlands, der Schweiz und Österreichs vorgelegt (Rücklauf ca. 63%). Im Mittel waren die Experten der Auffassung, daß der Staat bei typischen Fördersätzen für die Extensivierung in der Landwirtschaft zwischen 500 und 1.000 DM pro Hektar und Jahr mindestens einen solchen Betrag auch für die Nutzungsextensivierung in einem ökologisch wertvollen Auwald bereitstellen sollte. Das arithmetische Mittel der Angaben lag sogar bei fast **1.300 DM pro Hektar und Jahr.**

Dem Charakter des Problems entsprechend, kann keine "harte" Zahl für den monetären ökologischen Wert eines Biotops angegeben werden. Wo dies in der (überwiegend populären) Literatur zuweilen geschieht, ist große Skepsis angeraten. Fest steht jedoch, daß nicht nur den Äußerungen, sondern auch den Handlungen aller relevanter Gruppen in der Gesellschaft — der Gesamtbevölkerung, Naturschutzvereinigungen und des Staates — nur entnommen werden kann, daß irgendeine von Null abweichende monetäre Wertschätzung bedeutender Biotope ohne Zweifel vorliegt. Monetäre Wertschätzung für den Naturschutz heißt: Bereitschaft zum **Verzicht** auf den Konsum **anderer**, in der Regel problemlos monetarisierbarer **Dinge** in einer bestimmten Höhe.

Die vorliegende Studie hat die meisten wichtigen und in der Wissenschaft gebräuchlichen Bewertungsmethoden für ökologische Ressourcen auf ihre Anwendbarkeit für ihre Fragestellung getestet und einige, die möglicherweise wirkungsvolle Zahlen erbracht hätten, aus methodologischen Gründen verworfen. Statt dessen wurde angestrebt, aus bereits vorhandenen Daten ein Maximum an Informationen zu gewinnen, insbesondere Schlüsse aus geäußerten Präferenzen **bei unterstellter Konsistenz des Bewertens** — sowohl bei der Bevölkerung als auch beim Staat — zu ziehen. Dieser Argumentation kann gefolgt werden oder nicht, zumindest ist jeder Schritt nachvollziehbar offengelegt. Folgt man ihr, so scheint der Ökologische Wert des Auwalds Isarmündung im Bereich von **mindestens 1.000 DM pro Hektar und Jahr** "einzukreisen" zu sein. Dieser jährliche Wertstrom wird im Abschnitt 4.5 in einen kapitalisierten Barwert umgewandelt.

4 Bewertung des Auwalds Isarmündung

4.1 Methodische Ansätze

In diesem Gutachten werden unabhängig voneinander zwei Bewertungsmethoden verwendet. Der forstlichen Praxis und den bei Kauf-, Tausch- und Entschädigungsgeschäften entsprechenden Anforderungen gemäß erfolgt zunächst eine Bewertung in Anlehnung an die Waldwertermittlungsrichtlinie 1991 (WaldR 91) des Bundes in Verbindung mit schriftlichen Absprachen über die Wertermittlung zwischen dem Auftraggeber und der OFD Regensburg. Zusätzlich wird eine Bewertung vorgelegt, die rein finanzmathematischen Kriterien folgt und den Weg aufzeigt, den die wissenschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse beschreitet, wie in der internationalen Literatur zu forstwissenschaftlichen Problemen z.B. CLARK (1976), JOHANSSON & LÖFGREN (1985) und BOWES & KRUTILLA (1989). Institutionen, wie Banken und Versicherungen, zu deren Aufgaben die Bewertung von zu unterschiedlichen Zeitpunkten fälligen Vermögen gehört, würden einen ähnlichen Ansatz wählen. Wird die finanzmathematische Bewertung angesichts gültiger Vorschriften auch nicht als "offizielle" Wertgrundlage verwendet werden können, so liefert sie jedoch allen Beteiligten wertvolle zusätzliche Informationen.

4.2 Flächenbilanz

Grundlage beider Bewertungen ist eine Flächenbilanz (Tabelle 16), welche folgende Bestandteile enthält:

Die im vorliegenden Gutachten bewertete, mit Pappeln oder anderen Hölzern **bestockte Waldfläche** besitzt einen Umfang von 258,29 bzw. 111,28 ha, zusammen 369,57 ha. Die anderen bewerteten Hölzer umfassen Esche, Eiche, Ulme, Bergahorn, Kirsche, Nuß, Robinie, Linde, Erle, Elsbeere, Birke, Kiefer und Fichte. Die Aufteilung in Pappeln und andere Hölzer deckt sich in groben Zügen mit der ökologischen Unterscheidung zwischen "Weichholz-" und "Hartholzaue", wovon die erstere im Überschwemmungsgebiet liegt. Allerdings existieren in gewissem Umfang Pappel-Eschen- und andere Mischbestände, welche zum Zweck der Bewertung fiktiv getrennt werden müssen. Der Wald umfaßt nach vorliegender Gliederung 182 Einzelflächen in 18 größeren Lagen (z.B. "Aulose", "Höllgries" ...), welche aus Karten, Planimetrierdaten und anderem vom Auftraggeber verfügbar gemachten Material zusammengestellt wurden. Die Tabellen B 3 bis B 8 im Anhang erfassen sämtliche Einzelflächen.

Während des Bewertungszeitraums dieser Studie führte der Auftraggeber selbst eine Inventur durch, deren genauere Ergebnisse den hier verwendeten Daten nicht immer identisch sind.

Aus Zeitgründen konnten die Abweichungen nicht mehr berücksichtigt werden, da alle Rechnungen von Anfang an hätten wiederholt werden müssen. Ein Vergleich beider Ergebnisse erfolgt unten.

Die in der Tabelle 16 als **"Zusatzflächen"** bezeichneten Areale enthalten bestockte Flächen mit (überwiegend geringwertigen) Hölzern, wie z.B. Weide, welche im vorliegenden keiner Bestandesbewertung unterzogen wurden. Ferner kommen hinzu Streuwiesen, Wege, Wasserflächen, Dämme, sonstiges sowie Äcker, welche zusammen als "Paket" zum Tausch angeboten werden.

Tabelle 16: Flächenbilanz Auwald Isarmündung

	ha
Pappeln	258,29
andere Hölzer	111,28
Zusammen: In vorl. Studie bestandesbewerteter Wald	369,57
übrige bestockte Flächen	19,55
Streuwiesen	3,92
Wege	46,94
Wasser	40,85
Dämme	4,45
sonstige	20,40
Äcker	19,62
Zusatzfläche	155,73
Summe	**525,31**

4.3 Bewertung nach der Waldwertermittlungsrichtlinie des Bundes (WaldR 91)

Die Bewertung erstreckt sich auf folgende Teile:

- den **Bodenwert F**
- den **Bestandeswert B**
- den **Zerschlagungswert Z = F +B**
- den **Rentierungswert R**
- den **Verkehrswert V = (2Z + R)/3**

Die Zusammenstellung der **Bodenwerte** findet sich in der Tabelle 17. Grundlage ist eine den Auftraggebern vorliegende, umfangreiche Kaufpreissammlung landwirtschaftlicher Flächen aus Veräußerungen in den Regionen Plattling, Osterhofen und Hengersberg. Die Umrechnung in forstliche Flächenwerte erfolgte gemäß WaldR 91, Abschnitt 5: "Ermittlung des Waldbodenverkehrswertes". Entsprechend der gegendüblichen Relation forstlicher zu landwirtschaftlichen Bodenpreisen von etwa 35-40% wurde ein Verkehrswert für Waldflächen von 30.000 DM pro ha unterstellt. Dies deckt sich mit den beobachteten Preisen bei einigen Abschlüssen über Waldflächen in der Region Isarmündung, insbesondere bei staatlichen Ankäufen zu Naturschutzzwecken. Das letztere gilt ebenso für die Preise der Gewässer-, Damm- und sonstigen Flächen.

Tabelle 17: Bodenwerte

	DM/ha	**DM**
Wald		
- in vorl. Studie bestandesbewerteter Wald	30.000	11.087.400
- übrige bestockte Flächen	30.000	586.500
Streuwiesen, Wege	30.000	1.525.869
Wasser, Dämme und Sonstiges	20.000	1.313.918
Äcker	81.050	1.598.079
Summe		**16.103.766**
davon Zusatzfläche lt. Tabelle 16		5.016.366

Entsprechend dem Auftrag an diese Studie, welche kein Wertgutachten im vollen Sinne der WaldR 91 darstellt, kam bei der **Bestandesbewertung** ein leicht vereinfachtes Verfahren zur Anwendung. Die Vereinfachungen bestehen im wesentlichen darin, daß die Abtriebswerte der Hölzer von den Auftraggebern unter Verwendung des Programms "Silval 3.0" vorgegeben wurden, daß Baumarten, welche im Auwald ein sehr ähnliches ökonomisches Ergebnis aufweisen, in Gruppen zusammengefaßt wurden (z.B. Eichen und Ulmen), sowie daß in Ermangelung exakter Daten (welche erst durch die schon erwähnte Inventur ermittelt wurden) stets ein Bestockungsfaktor von eins angenommen wurde. Die Tabelle 18 enthält die hier erforderlichen Angaben für alle Holzarten. Ansonsten kam lt. WaldR 91 (Zif. 6.6) die um den Bestockungsfaktor vereinfachte BLUMEsche Formel zur Anwendung:

$W = (A_u - c)\, f + c$, mit:

A_u: Abtriebswert zur vorgesehenen Umtriebszeit U,

c: Kulturkosten (beides je ha),

f: Alterswertfaktor lt. Anhang zur WaldR 91.

Tabelle 18: Basisdaten zu den bewerteten Baumarten

Baumart	Bonität a)	dGZ	U	c	A	R	E
			Jahre	(DM)/U	(DM)/U	(DM)	DM/Jahr
Pappel, alte Sorten	I	13,2	40	7.800	23.970	11.700	468
Pappel, neue Sorten	I	13,2	30	4.320	26.595	23.031	921
Esche, Bergahorn	I	5,3	90	8.966	53.000	9.200	368
Eiche, Ulme	II	6,7	140	16.000	129.061	26.250	1.050
Kirsche, Robinie, Nuß	I	5,8	80	6.266	74.553	19.352	775
Linde, Erle, Elsbeere, Birke	I		90	8.966	31.800	2.650	106
Fichte	III	8,5	80	5.000	40.444	7.532	301
Kiefer	II	5,5	140	8.000	52.788	8.723	349

Alle Werte lt. Angaben des gräflichen Forstamtes. Zusammengefaßte Baumarten wurden gleich bewertet. Bei Linde, Erle, Elsbeere und Birke wurden 60% der Leistung der Esche unterstellt. a) gem. Anl. zur WaldR 91 (Alterswertfaktoren). dGZ: durchschnittlicher Gesamtzuwachs pro Jahr. U: Umtriebszeit. c: Kulturkosten. A: Abtriebswert. R: Rentierungswert. E: Reinertrag pro Jahr (alle je ha).

Die wesentlichen Ergebnisse sind in der Tabelle 19 zusammengefaßt. Die Bestandeswerte der 182 Einzelflächen sind in der Tabelle B 4 im Anhang enthalten. Der **Zerschlagungswert** ist die Summe aus dem Verkehrswert der Fläche und dem Bestandeswert. Es war der Vorgabe zu folgen, diesen Zerschlagungswert mit dem Rentierungswert im Verhältnis 2 : 1 gewichtet zu Mitteln. Der **Rentierungswert** der Baumarten ist in der Tabelle B 2 im Anhang berechnet, das Ergebnis ist ebenfalls in der Tabelle 18 aufgelistet. Es handelt sich bei ihm um den mit einem Zinssatz von 4% p.a. (i = 0,04) kapitalisierten Reinertrag. Das Ergebnis dieser Wichtung ist schließlich der **Verkehrswert**, welcher in Verbindung mit dem unten zu entwickelnden **Ökologischen Wert** die Grundlage für das Tauschangebot bildet.

Tabelle 19: Wert des Auwalds Isarmündung nach WaldR 91

	Pappeln	andere Hölzer	Summe
im vorl. bewerteter Wald			
Bestandeswert	4.867.168	3.089.646	7.956.814
Bodenwert	7.748.700	3.338.700	11.087.400
Zerschlagungswert	12.615.868	6.428.346	19.044.214
Rentierungswert	3.302.662	1.414.818	4.717.480
Verkehrswert	9.511.466	4.757.170	14.268.636
Wert der Zusatzflächen			5.016.366
Summe			**19.285.002**

Vom gesamten Flächenwert von etwa 16 Mio. DM nehmen die Zusatzflächen mit etwa 5 Mio. DM einen erheblichen Anteil ein. Mit möglicher Ausnahme der Äcker sind sie jedoch aus ökologischer Sicht ein integraler Bestandteil des Biotops. Selbst die Äcker sollten für die Zwecke künftiger ökologischer Entwicklung übernommen werden mit dem Ziel, sie zu extensivieren und ggf. in Extensivgrünland umzuwandeln (vgl. Abschnitt 2.4.6).

Der Bestandeswert von knapp 8 Mio. DM resultiert zu 60% aus den Pappeln und zu 40% aus den anderen Hölzern. Der Zerschlagungswert von etwa 19 Mio. DM ergibt sich aus dem Flächenanteil des bewerteten Waldes (ohne Zusatzflächen) und dem Bestandeswert; er wird nach Mittelung mit dem geringeren Rentierungswert von etwa 4,7 Mio. DM in den Verkehrswert der bewerteten Waldflächen von etwa 14,3 Mio. DM überführt. Zu diesem müssen die Zusatzflächen addiert werden, so daß sich nach der WaldR 91 unter den hier getroffenen Annahmen ein Verkehrswert von insgesamt **19,3 Mio. DM ohne den Ökologischen Wert** ergibt.

Die Tabelle 20 faßt die parallel vom Gräflichen Forstamt unternommene Bestandesbewertung zusammen. Wie schon erwähnt, weichen die Flächenanteile einiger Baumarten nicht unwesentlich voneinander ab (vgl. Tabelle B 4, Anhang). Die Differenzen erklären sich dadurch, daß bei den im vorliegenden verwendeten Planimetrierdaten jede Fläche nach der okular anvisierten Hauptbaumart klassifiziert wurde, während die später erhobenen Daten der Forsteinrichtung auf genaueren Erhebungen fußt. Dennoch stimmt das Endergebnis mit dem hier vorgelegten bei den anderen Hölzern sehr gut überein, weil sich Fehler gegenseitig ausgleichen. Dies wird besonders bei den Nadelhölzern deutlich, bei denen die vorliegende

Studie offenbar einen zu hohen Kiefernanteil ausweist. Da dies fast voll zu Lasten der Fichte geht, stimmen die Summen für Kiefern und Fichten sowohl hinsichtlich der Flächenangaben als auch der Bestandeswerte wiederum fast genau überein.

Tabelle 20: Waldwertermittlung gem. Gräflichem Forstamt

Baumart	Fläche ha	Bestandeswert DM	Anteil v.H.
Pappel	**233,38**	**3.648.606**	**54,8**
Esche	47,32	1.028.495	15,4
Weide	24,05	120.715	1,8
Erle	20,70	231.072	3,5
Fichte	15,39	408.251	6,1
Eiche	9,31	523.615	7,9
Kiefer	8,80	136.179	2,0
Ahorn	8,09	257.170	3,9
Kirsche	5,91	41.671	0,6
Sonstige Laubbäume	4,83	39.373	0,6
Birke	4,15	31.278	0,5
Aspe	1,36	22.094	0,3
Buche	1,25	21.161	0,3
Ulme	1,09	42.593	0,6
Christbaum	1,08	82.080	1,2
Lärche	0,83	7.071	0,1
Nuß	0,70	7.934	0,1
Akazie	0,50	2.416	0,0
Linde	0,39	8.943	0,1
Summe andere Hölzer	**155,75**	**3.021.111**	**45,2**
Insgesamt	**389,13**	**6.660.717**	**100,0**

Für die Pappel ermittelt die vorliegende Studie ein deutlich höheres Ergebnis als die Forsteinrichtung. Die stichprobenweise Kluppung ergab nämlich, daß die vom Programm "Silval 3.0" errechneten und hier zugrunde gelegten Abtriebswerte wegen intensiver Vornutzungen in früheren Zeiten nicht überall erreicht wurden. Diese Differenzen müssen bei einer endgültigen Entscheidung selbstverständlich berücksichtigt werden; die vorliegende Studie muß sich aus Gründen der Konsistenz an die primär ermittelten Daten halten.

4.4 Finanzmathematische Bewertung

Das Prinzip dieser Rechnung beruht darauf, sämtliche aus Zwischen- und Endnutzungen in der Zukunft anfallenden Erlöse sowie sämtliche entsprechend den Produktionsplänen veranschlagten zukünftigen Kosten zu ermitteln, auf den jeweils geplanten **Zeitpunkt** zu beziehen und mit einem geeigneten **Zinssatz** in einen **Barwert** oder auch "Gegenwartswert", "Jetztwert", "Present Value" zu überführen. Die Summe sämtlicher Barwerte bemißt exakt das im Wald anwachsende Vermögen zum heutigen Zeitpunkt. Die Methode wird im folgenden schrittweise erläutert.

4.4.1 Grundlagen

Existiert in einer Wirtschaft ein Zins $i > 0$, so ist für jede Zahlung neben ihrer Höhe auch ihr Zeitpunkt von Bedeutung. Ein vor t Jahren mit der Rendite i angelegter Betrag V_{-t} ist heute zu $V_0 = V_{-t}\ (1+i)^t$ angewachsen. Ein heute angelegter Betrag V_0 wird in t Jahren zu $V_t = V_0\ (1+i)^t$ angewachsen sein. Ein in t Jahren fälliger Betrag V_t wird auf einen heutigen Betrag $V_0 = V_t\ (1+i)^{-t}$ abdiskontiert, weil V_0, heute angelegt, während dieser Zeit zu V_t angewachsen sein wird. Die gezeigten Formeln für die "diskrete" Verzinsung (Zahlung jeweils am Ende des Jahres) sind zwar in der Geschäfts- und Bankenpraxis üblich, führen jedoch im Falle zeitlich begrenzter Zahlungsströme ("Annuitäten") zu komplizierten Ausdrücken für Rentenbarwert- und Wiedergewinnungsfaktoren. In der ökonomischen Theorie werden daher zunehmend die Ausdrücke für die stetige Verzinsung bevorzugt, welche auf der EULERschen Zahl

$$\lim_{n \to \infty} (1 + 1/n)^n = e = 2{,}718...$$

beruhen. Eine heutige Zahlung V_0 wächst zu $V_t = V_0\ e^{rt}$, eine künftige wird auf $V_0 = V_t\ e^{-rt}$ abdiskontiert. Die Berechnung der Annuität gestaltet sich sehr einfach, es ist nämlich

$$V \text{ (vorschüssig)} = \int_0^T Ae^{-rt}\,dt = A\,(1-e^{-rT})/r, \qquad A = \text{const.}, T = \text{Laufzeit}$$

und V_T (nachschüssig) $= V_0\ e^{rT}$.

Diskrete und stetige Berechnung führen zu identischen Ergebnissen, wenn der Marktzins i nach $r = \ln(1+i)$ in eine Rate r umgewandelt wird, welche etwas niedriger als i ist. Für $i = 4\%$ p.a. gilt z.B. $r = 0{,}03922...$

Für periodisch wiederkehrende Zahlungen, wie etwa die Endnutzungen von Pappeln alle 30 bis 40 Jahre, ist ferner die Gesetzmäßigkeit der unendlichen geometrischen Reihe wichtig. Da für $| q | < 1$ der Satz gilt:

$1 + q + q^2 + q^3 + ... = 1/ 1-q,$

und da für $rT > 0$ stets $e^{-rT} < 1$ ist, können, wie es schon FAUSTMANN (1849) tat, bei heutiger Begründung einer Pappelkultur sämtliche im Abstand T aufeinander folgenden Endnutzungen V (theoretisch "unendlich lange") in den Gegenwartswert

$PV = V(e^{-rT} + e^{-2rT} + e^{-3rT} + ... - 1) = V / e^{-rT} - 1$

transformiert werden. Auf diese Weise gelingt die Bewertung der nach dem Abtrieb einer Rotation anfallenden Folgenutzungen bereits zum heutigen Zeitpunkt.

4.4.2 Gegenwartswert einer Forstkultur am Beispiel der Pappel (U = 30)

Das weitere Vorgehen wird zweckmäßigerweise an einem konkreten Beispiel erläutert, wir wählen die neuen Sorten der Pappel mit einer vorgesehenen Umtriebszeit von 30 Jahren. Die aus "Silval 3.0" errechneten Kosten und Erlöse sind in der Tabelle 21 dargestellt. In der Tabelle 22 sind dann alle diese Werte durch Diskontierung mit einem Kalkulationszinssatz von 4% p.a. (i = 0,04, r = 0,03922...) in einen Barwert umgewandelt. Die jährlich anfallenden Kosten (mit und ohne Verwaltungskosten) sind als Annuität über eine Laufzeit von 30 Jahren zu interpretieren und ebenfalls zu kapitalisieren. Die Summe aller Barwerte stellt den Bestandserwartungswert dieser Baumgeneration zum Zeitpunkt ihrer Begründung dar.

Tabelle 21: Produktionsverfahren "Pappel, neue Sorten, 30-jähriger Umtrieb"

	Alter	DM/Jahr	DM/Umtrieb
Gesicherte Kultur	0		-4.320
Astung	6		-1.170
Forstschutz, Wegebau u. sonst. Betriebskosten	0 - 30	-61	
Verwaltung	0 - 30	-113	
Vornutzung	15		1.250
Vornutzung	20		3.272
Vornutzung	25		3.769
Vornutzung	30		3.460
Endnutzung	30		26.595

Kosten und erntekostenfreie Erlöse lt. "Silval 3.0".

Unter den getroffenen Annahmen beträgt dieser Wert ohne Einrechnung der Verwaltungskosten 6.547 DM und unter Berücksichtigung der letzteren 4.554 DM, jeweils pro Hektar. Welcher der beiden Werte, von denen der erste auch als Deckungsbeitrag aufzufassen ist, herangezogen wird, hängt von der jeweiligen Fragestellung ab; im vorliegenden Gutachten werden stets beide berechnet. In den Tabellen B 5 bis B 8 im Anhang sind die Barwerte sämtlicher bewerteten Baumarten für Zinssätze von 2% p.a. und 4% p.a. ausgewiesen.

Daß der Barwert, wie in Tabelle 22, auf den Begründungszeitpunkt bezogen wird, ist keineswegs zwingend, er kann vielmehr mittels Diskontierung auf jeden beliebigen Zeitpunkt umgerechnet werden. Speziell kann er auch auf den Abtriebszeitpunkt bezogen werden; dann beträgt er bei i = 4% p.a. ohne Verwaltungskosten $6.547e^{30r}$ = 21.235 DM pro ha. In diesen Betrag gehen sämtliche diskontierten Kosten während der Umtriebszeit ein, weshalb er geringer als der Erlös der Endnutzung sein muß.

Tabelle 22: Barwert einer Pappelgeneration zum Zeitpunkt der Begründung

		Barwert (DM)
Gesicherte Kultur	- 4.320	- 4.320
Astung	$-1.170e^{-6r}$	- 925
Forstschutz, Wegebau u. sonst. Betriebskosten	$-\frac{61}{r}(1-e^{-30r})$	- 1.076
Verwaltung	$-\frac{113}{r}(1-e^{-30r})$	- 1.993
Vornutzung	$+1.250e^{-15r}$	694
Vornutzung	$+3.272e^{-20r}$	1.493
Vornutzung	$+3.769e^{-25r}$	1.414
Vor- und Endnutzung	$+(3.460+26.595)e^{-30r}$	9.267
Summe ohne Verwaltung		6.547
mit Verwaltung		4.554

(Kalkulationszinssatz i = 4% p.a. / r = 0,03922).

Betriebswirtschaftlich gilt freilich der Grundsatz, daß in der Vergangenheit gezahlte Kosten, da diese irreversibel sind, für zukunftsbezogene Entscheidungen nicht mehr "mitzählen". Hiernach wird auch bei der vorliegenden Bewertung verfahren. Die Tabelle 23 zeigt als Beispiel den Wert eines 15-jährigen Bestandes. Er enthält, jeweils diskontiert, 15 Jahresraten der Kosten, die Vornutzung im Jahre 15 als Barzahlung (da sie augenblicklich anfällt), diejenige des Jahres 20 auf 5 Jahre abdiskontiert, die des Jahres 25 auf 10 Jahre sowie die letzte Zwischennutzung gemeinsam mit der Endnutzung auf 15 Jahre. Je älter ein Bestand ist, um so geringer sind die noch aufzuwendenden jährlichen Kosten und um so näher rückt

insbesondere die Endnutzung mit ihrem hohen Erlös heran, so daß die Barwerte ständig ansteigen. Zum Zeitpunkt der Endnutzung drückt sie in der Tat den Wert in voller Höhe aus.

Tabelle 23: Barwert einer Pappelgeneration im Alter 15

		Barwert (DM)
noch aufzuwendende Kosten für Forstschutz, Wegebau usw.	$-\frac{61}{r}(1-e^{-15r})$	- 692
noch aufzuwendende Verwaltungskosten	$-\frac{113}{r}(1-e^{-15r})$	- 1.281
Vornutzung im Alter 15 jetzt		1 250
Vornutzung im Alter 20	$+ 3.272e^{-5r}$	2.689
Vornutzung im Alter 25	$+ 3.769e^{-10r}$	2.546
Vor- und Endnutzung im Alter 30	$+ (3.460 + 26.595)e^{-15r}$	16.688
Summe ohne Verwaltung		22.481
mit Verwaltung		21.200

(Grunddaten wie in Tabelle 22, i = 4% p.a. / r = 0,03922).

Es besteht ein Zusammenhang zwischen dem geschilderten Verfahren und dem Reinertrag bzw. Rentierungswert. Der letztere ist das arithmetische Mittel aus allen (im vorliegenden Beispiel 30) jährlichen Bestandserwartungswerten; ein Betrieb mit perfekt ausgeglichenem Altersklassenaufbau, bei dem jedes Alter mit gleichem Flächenanteil einmal vorkommt, besitzt über die Gesamtfläche bezogen einen Barwert in Höhe des Rentierungswertes. Der Reinertrag stellt die jährliche Verzinsung dieses Barwertes dar.

Die Bewertung eines Hektars Pappelboden ist unvollständig, solange nicht die Folgenutzungen berücksichtigt werden. Zum Zeitpunkt des Fällens und der Neubegründung der folgenden Generation wird wiederum ein Gegenwartswert von 6.547 DM (der folgenden Rotation), in 60 Jahren erneut einer erzielt usw. Der Barwert sämtlicher künftigen Erträge läßt sich durch die geometrische Reihe

$$\sum PV = PV\,(1 + e^{-30r} + e^{-60r} + \ldots) = PV \,/\, 1 - e^{-rT} \qquad \text{für } e^{-rT} < 1$$

darstellen, wobei PV jeweils der Barwert einer Generation zum Begründungszeitpunkt ist. Im vorliegenden Beispiel beträgt zum Zeitpunkt t = 0 der Barwert sämtlicher künftiger Erlöse $6.547 / (1 - e^{-rT}) = 9.465$ DM pro ha ohne Verwaltungskosten. Davon entfallen 6.547 DM auf die erste Rotation und 2.918 DM auf alle folgenden.

Wird der entsprechende Wert zu einem beliebigen Zeitpunkt $0 < t^* < T$ innerhalb einer laufenden Generation ermittelt, so wird zunächst diese nach dem in Tabelle 23 dargestellten Verfahren "zuende gerechnet". Hinzuaddiert wird der Gegenwartswert aller künftigen Baumgenera-

tionen, nachdem jener, da der Zeitpunkt seines Anfalls gegenüber dem Zustand t = 0 um t* nähergerückt ist, mit e^{rt^*} aufdiskontiert wurde. Bei t = T (im Jahre 30 bei der Endnutzung) beläuft sich der Barwert auf den Wert der sofort anfallenden Endnutzung, welche in allen vorliegenden Rechnungen aus Gründen der Vereinfachung mit der letzten Zwischennutzung gemeinsam erfaßt wird und im Beispiel die Höhe von 30.055 DM pro ha besitzt, plus dem Gegenwartswert aller Folgenutzungen zum Zeitpunkt t = 0 von 9.465 DM pro ha, also zusammen 39.520 DM/ha. Dies ist der höchste Preis, den ein Hektar Pappelboden mit Holz unter den getroffenen Annahmen theoretisch erzielen dürfte. Alle tatsächlichen Preise müßten je nach Alter des Bestandes zwischen diesem Maximum und dem Minimum von 9.465 DM pro ha liegen.

FAUSTMANN (1849) erkannte, daß der Wert des Bodens dem Barwert der Folgenutzungen entsprechen muß, sofern nicht weitere Preisbestimmungsgründe hinzutreten, wie insbesondere die Erwartung einer veränderten Nutzung in der Zukunft. Beim Zinssatz des vorliegenden Beispiels dürfte der Boden nur Preise zwischen 2.918 und 9.465 DM pro ha erzielen. Daß der Verkehrswert tatsächlich höher liegt (vgl. Abschnitt 4.3), widerlegt den theoretischen Zusammenhang keineswegs zwingend. Wird ein Kalkulationszinssatz von i = 0,02 p.a. (r = 0,0198) angelegt, so errechnet sich mit FAUSTMANN ein Wert zwischen 18.840 DM pro ha und 34.126 DM pro ha, der den wirklichen Verhältnissen bedeutend näher kommt. Weiter unten wird deutlich werden, daß der Wert aller möglichen Pappel-Folgenutzungen auf der gesamten Überschwemmungsfläche bei einem Kalkulationszinssatz von i = 0,02 p.a. ihrem heutigen Verkehrswert nahezu identisch ist. Bei allen anderen Hölzern mit langer Umtriebszeit ist der Zusammenhang jedoch nicht wiederzufinden, und der Verkehrswert des Bodens muß sich durch andere Gründe bestimmen.

In den Tabellen B 5 bis B 8 im Anhang sind die hier am Beispiel erläuterten Rechnungen für alle 182 Waldstücke jeweils für Zinssätze von 2% p.a. und 4% p.a., sowie mit und ohne Verwaltungskosten, durchgeführt worden. Bei den Pappeln wurde der Wert der Folgenutzung in der geschilderten Weise berücksichtigt, bei allen anderen Hölzern mit langer Umtriebszeit jedoch nicht, weil der Barwert der Folgenutzungen dort bei höherem Zinssatz stark negativ und beim niedrigeren so unerheblich ist, daß er das Ergebnis nur unwesentlich beeinflußt. Die Summen aller Werte stellen die Ergebnisse der finanzmathematischen Bewertung dar, welche nach Klärung einiger weiterer Punkte im folgenden diskutiert werden.

4.4.3 Interne Zinssätze und die Probleme des Kalkulationszinssatzes

Die Wahl eines sinnvollen Kalkulationszinssatzes stellt eines der schwierigsten Probleme der Investitionstheorie und der gesamten Kosten-Nutzen-Analyse dar (vgl. KROTH 1975,

OESTEN 1991). Zu widersprechen ist jedoch der in der forstlichen Literatur geäußerten Auffassung (wie weit sie geteilt wird, können die Bearbeiter nicht überblicken), daß wegen der vermeintlichen Unlösbarkeit dieser Probleme auch die darauf angewiesenen Bewertungsmethoden unbrauchbar seien und insbesondere im Forst "nur mehr historische Bedeutung" besäßen (MANTEL 1982, S. 27). Zu widersprechen ist deshalb, weil sämtliche Bewertungsmethoden, welche auf das Operieren mit einem **expliziten** Kalkulationszinssatz verzichten (wie insbesondere auch die der WaldR 91 zugrundeliegende Alterwertfaktorenmethode), nicht vermeiden können, daß sie **implizit**, d.h. unausgesprochen und versteckt irgendeinen Kalkulationszinssatz ebenfalls verwenden. Da intertemporale Bewertungen ohne die Annahme **irgendeines** Zinssatzes unmöglich sind (auch die Wahl von i = 0 ist eine solche Annahme), muß eben wegen des schwierigen Problemhintergrundes jede Wahl eines Diskonts explizit und nachvollziehbar erfolgen. Das leistet die finanzmathematische Methode.

Eine wertvolle Information wird zunächst durch die Berechnung des **Internen Zinssatzes** einer Investitionsalternative gewonnen. Dies ist der Diskont, welcher alle Kosten und Erträge einer Investition, auf einen Zeitpunkt bezogen, zu Null saldieren läßt. Gibt es in einem einfachen Fall nur eine Investition I zum Zeitpunkt t_0 und einen Ertrag E zum Zeitpunkt t*, so wird die Rate r gesucht, für die $I = E\ e^{-rt^*}$ gilt. Bei mehreren Zahlungsvorgängen Z (wobei die I negativ und die E positiv gezählt werden), wird r gesucht, so daß

$$\sum_{j=1}^{k} Z_j\, e^{-rt_j} = 0$$

Auf das diskutierte Beispiel der Pappel angewandt, gilt:

$-4.320 - 1.170\ e^{-6r} - 61\ (1 - e^{-30r}) / r + 1.250\ e^{-15r} + 3.272\ e^{-20r} + 3.769\ e^{-25r} + (3.460 + 26.595)\ e^{-30r} = 0.$

Die Tabelle 24 zeigt die internen Zinssätze aller untersuchten Baumarten. Der entscheidende Faktor für ihre Höhe ist die jeweilige Umtriebszeit, weshalb langlebige Baumarten der Pappel in dieser Beziehung stark unterlegen sind. Ein Vergleich mit den Barwerten der jeweiligen Investitionen in der Tabelle B 1 im Anhang macht deutlich, daß jeder Barwert zu einem Kalkulationszinssatz i negativ sein muß, wenn der Zinssatz i* kleiner als jener ist. Ist i* > i, so ist der Barwert positiv.

Der interne Zinssatz ist ein Maß für die Rendite einer Investition. Im allgemeinen ist jene um so vorzugswürdiger, je höher ihre Rendite im Vergleich zu den möglichen Alternativen ist. Jede Entscheidung hat jedoch sehr sorgfältig zu erfolgen; eine Anlage kann u.a. aus folgenden Gründen vorzugswürdig sein, selbst wenn ihre Rendite nicht maximal ist:

- wenn sie sicherer als die Alternativen erscheint,
- wenn die höher verzinsten Alternativen steuerlich so behandelt werden, daß Renditevorsprünge aufgezehrt werden,
- wenn sie für die Liquidität eines Unternehmens oder sonstige wichtige Belange Vorteile bietet,
- wenn längerfristig Änderungen in der Struktur der Renditen erwartet werden,
- wenn jeder Übergang zu einer anderen Anlage Umstellungskosten hervorruft, welche die Vorteile aufzehren,
- wenn mit einer Anlage auch ein Vermögenstransfer zugunsten künftiger Erben berücksichtigt ist ("tinge of altruism", vgl. HULTKRANTZ 1992), sowie
- wenn ein Entscheidungsträger aus subjektiven Gründen die weniger rentierliche Anlage präferiert und sich mit einer geringeren als der maximal möglichen Renditezufriedengibt.

Alle Aspekte einschließlich dem letztgenannten dürften in der Forstwirtschaft eine Rolle spielen. Von zentraler Bedeutung für die Interpretation der Internen Zinssätze sind zweifellos die Erwartungen über die künftige Entwicklung der Holzpreise. In einer (unrealistischen) Situation, in der es keine Geldentwertung gäbe und die Struktur aller Güterpreise in einer Volkswirtschaft über lange Zeit konstant bliebe, wären die Internen Zinssätze als **reale** Renditen zu interpretieren. Dies gilt jedoch auch in einer Situation mit Geldentwertung, wenn die Holzpreise ebenso wie die relevanten Güterpreise steigen, die Kaufkraft "Holz gegen Sonstiges" also konstant bleibt. Für jedes Prozent, um welches die Holzpreise langsamer als die übrigen relevanten Güterpreise stiegen, reduzierte sich die Realverzinsung gegenüber den (dann nur nominellen) Werten der Tabelle 24 ebenfalls um ein Prozent. Für jedes Prozent, um welches die Holzpreise schneller als die übrigen Güterpreise steigen, erhöhte sich die in Tabelle 24 ausgewiesene Rendite real ebenfalls um ein Prozent. Selbst die in der Tabelle 24 schlecht abschneidenden Eichen wären eine rentable Anlage, wenn der Preis für Eichenholz künftig nur stark genug stiege.

Über die Entwicklung der Holzpreise auf den Weltmärkten wird in der internationalen Literatur lebhaft diskutiert. Vorschnelle Prognosen sind ebenso zu vermeiden wie eine Extrapolation kurzfristiger Trends (zur Entwicklung in den letzten Jahrzehnten in Deutschland vgl. BARTELHEIMER 1982). Nachdem Holz ein Jahrhundert lang der einzige Rohstoff war, dessen Realpreis auf dem Weltmarkt kontinuierlich stieg (BARNETT & MORSE 1963) und namhafte Studien noch vor wenigen Jahren eine Wiederaufnahme dieses Trends voraussagten (ECE/FAO 1986, DYKSTRA & KALLIO sowie zahlreiche weitere Beiträge in KALLIO et al. 1987), rechnet die derzeit methodisch wohl fortgeschrittenste Studie auf der Welt (SEDJO & LYON 1990) mit einem Realpreisanstieg in den kommenden Jahrzehnten von allenfalls

0,8% p.a. Selbstverständlich ist hier noch nach Holzarten und Regionen zu differenzieren; insgesamt dürfte manches für die vorsichtige Annahme sprechen, daß die Holzpreise im großen und ganzen real konstant bleiben werden, sofern dies nicht durch unvorhergesehene (auch ökologische) Ereignisse überlagert wird.

Tabelle 24: Interne Zinssätze der untersuchten Baumarten

Baumart	dGZ	U	Diskont	ohne VK	mit VK
Pappel, alte Sorten	13,2	40	r	0,03517	0,02769
			i	0,03580	0,02808
Pappel, neue Sorten	13,2	30	r	0,06806	0,05851
			i	0,07043	0,06025
Esche, Bergahorn	5,3	90	r	0,01760	0,01277
			i	0,01776	0,01286
Eiche, Ulme	6,7	140	r	0,01740	0,01502
			i	0,01756	0,01513
Kirsche, Nuß, Robinie	5,8	80	r	0,02766	0,02279
			i	0,02805	0,02305
Linde, Erle, Elsbeere, Birke		90	r	0,01103	0,00510
			i	0,01109	0,00511
Fichte	8,5	80	r	0,02154	0,01442
			i	0,02177	0,01452
Kiefer	5,5	140	r	0,01498	0,01050
			i	0,01509	0,01055

Daten nach "Silval 3.0" (vgl. Tab. B 1 im Anhang). r: stetige Diskontrate = ln (1 + i); i: diskrete Diskontrate = exp. (r) - 1; dGz: durchschnittlicher Gesamtzuwachs pro Jahr. U: Umtriebszeit. VK: Verwaltungskosten.

Soweit hier gefolgt werden kann, können die Renditen der Tabelle 24 damit als reale Größen interpretiert werden und erlauben damit einen Vergleich mit Renditen außerhalb der Forstwirtschaft. An dieser Stelle ist auch dem Einwand entgegenzutreten (MANTEL 1982, ebenda), Annahmen über Zinssätze in der Investitionstheorie, insbesondere über künftige Renditen seien wegen ihrer Unvorhersehbarkeit, Subjektivität und damit Beliebigkeit wertlos. Im Gegenteil gehört die ungeachtet aller starken kurzfristigen Ausschläge so beeindruckende langfristige Konstanz realer Kapitalrenditen in der Gesamtwirtschaft im "magischen" Bereich zwischen 3 und 4% p.a. (vor Steuern!) zu den erklärungsbedürftigsten und schwierigsten Fragestellungen der Kapitaltheorie (vgl. BARTELHEIMER 1982). Auch kann sich kein

individuelles Unternehmen Kalkulationszinssätze subjektiv aussuchen, vielmehr werden ihm diese durch die Alternativen diktiert, welche ihm konkret offenstehen. Besitzt z.B. ein Unternehmen neben seinem forstlichen Betriebszweig, der ihm 2% Rendite bringt, Gelegenheiten zur Kapitalanlage in anderen Bereichen, wo 3% zu erwarten sind, so muß es eine Entscheidung fällen. Es kann Gründe geben, auf die höhere außerforstliche Rendite zu verzichten.

Zinsannahmen sind also nicht so beliebig, wie es scheinen mag, so daß es u.a. auch Sinn macht, beobachtete Renditen miteinander zu vergleichen. Mit Blick auf außerforstliche Durchschnittsrenditen kann grob gesagt werden, daß nach Tabelle 24 insbesondere die neuen Sorten der Pappeln hervorragend abschneiden, daß Fichten mit einer Kapitalverzinsung von über 2% p.a. durchaus eine akzeptable Anlage darstellen, wenn einige der o.g. Gründe greifen, nach denen nicht unbedingt nach maximaler Verzinsung zu streben sein muß, während die Wirtschaftlichkeit einiger Laubhölzer sowie der Kiefer selbst bei Würdigung dieser Gründe zweifelhaft ist. Nach diesen Daten verwundert nicht, daß vom Holzerlös abhängige und zur Wirtschaftlichkeit gezwungene Betriebe die Fichte vorziehen.

Für die vorliegende Studie hätte in den finanzmathematischen Rechnungen die Anlage eines Kalkulationszinssatzes von etwa 3% p.a. nahegelegen, wenn die Absicht bestünde, den Wald zu verkaufen, da in dieser Höhe eine sinnvolle außerforstliche, langfristige Renditeerwartung liegen könnte. Da jedoch beabsichtigt ist, gegen einen anderen Wald zu tauschen, entfällt dieses Motiv, obwohl theoretisch eine Bewertung von 3% p.a. interessant wäre und vielleicht noch einmal unternommen werden sollte. Beim Tausch spielen andere Gesichtspunkte eine Rolle. Für einen sinnvollen Vergleich ist zwingend notwendig, daß alle Hölzer und damit auch beide Tauschobjekte, wenn sie sich im Hinblick auf das Risiko der Anlage nicht unterscheiden, **zum selben Zinssatz** bewertet werden. Ist das Risiko unterschiedlich hoch, woran u.a. bei sehr unterschiedlichen Umtriebszeiten gedacht werden kann, so sind Differenzierungen angebracht; die weniger sichere Anlage erfordert einen höheren Diskont. Ist dem Erfordernis gleicher Zinssätze für beide Forsten (oder bei Unterschieden dem ihrer Begründung) Rechnung getragen, so ist im Tauschfall die absolute Höhe des angelegten Kalkulationszinssatzes unerheblich und kann daher frei gewählt werden, wenn sich beide Objekte hinsichtlich der zeitlichen Struktur ihrer künftigen Nutzung nicht unterscheiden. Ist diese Voraussetzung jedoch nicht erfüllt, so erhält die Höhe des Diskontsatzes Einfluß auf die relativen Werte zueinander und kann entweder den einen oder den anderen Forst erheblich benachteiligen. Ist z.B. der Barwert zweier Objekte A und B bei einem Zinssatz von 3% p.a. identisch, fallen aber die Leistungen von A überwiegend erst in ferner Zukunft an als bei B (und sind dementsprechend höher), so werden die Barwerte beider Objekte bei jedem anderen Zinssatz als 3% p.a. nicht identisch bleiben. Vielmehr wird z.B. bei 2% p.a. A gegenüber B gewinnen und bei 4% p.a. verlieren. Bei Objekten der vorliegenden Größenordnung können

diese Differenzen schnell Millionenbeträge erreichen, was die erforderliche Sorgfalt beim Wertvergleich nur unterstreicht.

Die Wahl der in dieser Studie verwendeten Diskontsätze von 2% p.a. und 4% p.a. begründet sich zum einen damit, daß solange von etwa realen (nicht nominellen) Größen ausgegangen werden kann, mit dieser Spanne gewiß der Bereich begrenzt wird, innerhalb dessen sinnvolle Entscheidungen zu treffen sind. Jeder Diskont zwischen 2% und 4 % p.a. läßt sich weit besser begründen als einer außerhalb dieser Grenzen. Ferner verlangt auch die forstliche Bewertungskonvention bei der Umrechnung von Reinertrag und Rentierungswert den Zinssatz von 4% p.a. Am wichtigsten ist jedoch der schon angedeutete Umstand, daß die WaldR 91 mit den festgelegten Alterswertfaktoren implizit selbst einen Diskontsatz unterstellt. Den Abbildungen 3 a und 3 b ist zu entnehmen, daß Pappeln vom Alter von 10 Jahren ab mit 4% p.a., die Fichten hingegen (und wie weitere Ausführungen zeigen würden, auch andere langlebige Laub- und Nadelhölzer) durchweg mit 2% p.a. bewertet werden. In den durch die dünnen Linien umgrenzten Bereich fallen die Bewertungen nach Alterswertfaktoren in Abhängigkeit von der Spanne der Bonitäten, während die starken Linien die Barwerte für die jeweiligen Alter bei 2% und 4% Diskont p.a. anzeigen. In einem breiten Altersintervall (außer bei sehr jungen Beständen) fällt bei der Pappel die 4%-Linie, bei der Fichte hingegen die 2%-Linie in den beschriebenen Bereich.

Nach dem schon Dargelegten ist diese Konvention äußerst fragwürdig und führt zu einer nicht zu akzeptierenden Benachteiligung der Pappel im Vergleich. Genau dieser Vergleich wird jedoch angestellt, wenn ein Auwald mit hohem Pappelanteil gegen ein voraussichtlich nahezu pappelfreies Revier getauscht werden soll. Entweder müßten beide Baumarten mit 2% oder beide mit 4% p.a. bewertet werden. Es kann sogar argumentiert werden, daß die Fichte mit der wesentlich längeren Umtriebszeit die risikoreichere Anlage ist und einen höheren Diskont als die Pappel anstatt eines niedrigeren verlangte. Die größere Risikosicherheit der Pappel beruht darauf, daß zum einen wegen der kürzeren Lebenszeit die Wahrscheinlichkeit eines (in erster Näherung POISSON-verteilten) physischen Schadensereignisses geringer ist, und daß zum anderen infolge der häufigeren Neupflanzungen und damit -entscheidungen flexibler auf ökonomische Veränderungen, wie etwa mögliche Preisverfälle, reagiert werden kann.

An dieser Stelle ist auch die zweite Benachteiligung der Pappel zu nennen, welche die Pappel durch die WaldR 91 erfährt und welche nur durch die finanzmathematische Kontrolle korrigiert werden kann: Die WaldR 91 bewertet nur den vorhandenen Bestand, nicht jedoch die Folgenutzungen. Bei den langlebigen Baumarten mit niedriger Verzinsung ist dieser Fehler unerheblich, nicht jedoch bei der Pappel, welche während der Umtriebszeit von Fichte oder Eiche bis zu vier oder fünf Generationen erbringen kann, deren Barwerte sehr erheblich zu Buche schlagen.

Abbildung 3: Implizite Diskontsätze bei der Bewertung nicht hiebreifer Bestände von Pappel und Fichte durch Alterswertfaktoren nach der WaldR 91

A: Abtriebswert. Dünne gestrichelte Linien: Bewertung im jeweiligen Alter nach der WaldR 91. Dicke Linie: Finanzmathematische Bewertung mit jeweiligem Diskontsatz. Werte für Pappeln lt. Tabelle B 1 a. Werte für Fichte lt. Angaben des Gräflichen Forstamtes für ein anderes Revier. Eine ähnliche Darstellung findet sich bei EHRENTREICH 1988.

Abbildung 3 a)

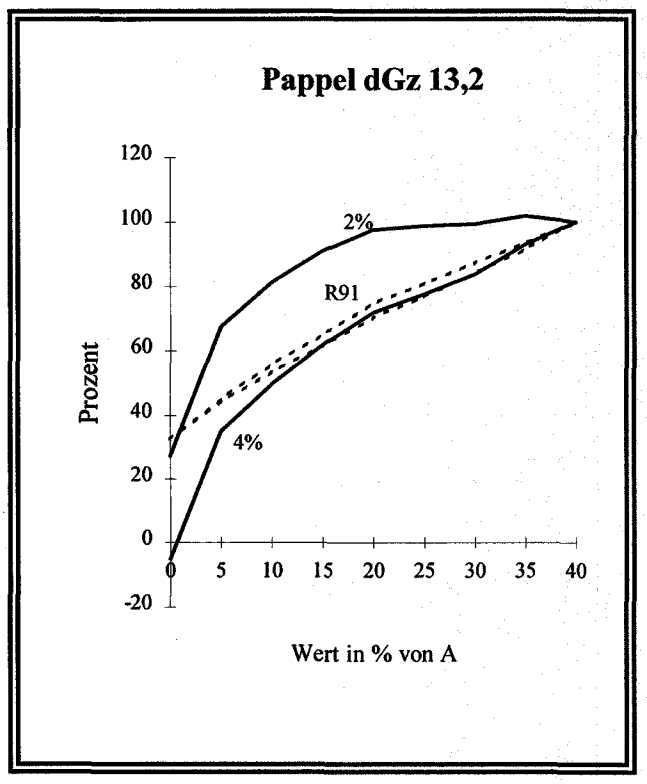
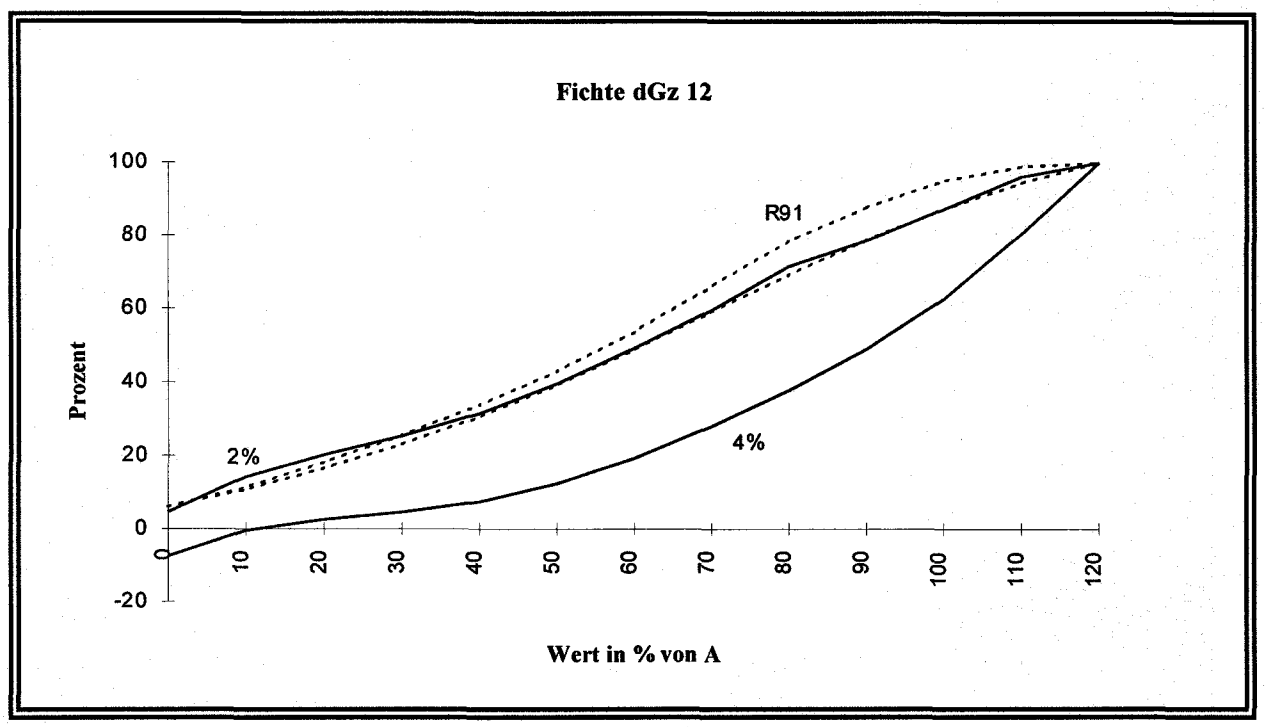


Abbildung 3 b)



4.4.4 Ergebnisse der finanzmathematischen Rechnungen

Die in den schon erwähnten Tabellen B 5 bis B 8 des Anhangs für alle Flächen durchgeführten finanzmathematischen Berechnungen werden weiter unten nach der Herleitung des ökologischen Wertes und vergleichend mit den Ergebnissen der WaldR 91 ausführlicher besprochen. Die Tabelle 25 zeigt zunächst nur ihre wichtigsten Ergebnisse.

Tabelle 25: Ergebnisse der finanzmathematischen Bewertung (in DM)

	Pappeln stehend	Pappeln Folgenutzung	Pappeln gesamt	andere Hölzer	Summe
4% o.V.	4.813.074	1.608.723	6.421.797	1.122.916	7.544.713
	63,8%	21,3%	85,1%	14,9%	100%
4% m.V.	4.558.627	1.119.041	5.677.667	853.534	6.531.202
	69,8%	17,1%	86,9%	13,1%	100%
2% o.V.	5.846.979	7.007.399	12.854.378	2.671.621	15.525.999
	37,7%	45,1%	82,8%	17,2%	100%
2% m.V.	5.544.852	5.835.730	11.380.581	2.264.443	13.645.025
	40,6%	42,8%	83,4%	16,6%	100%

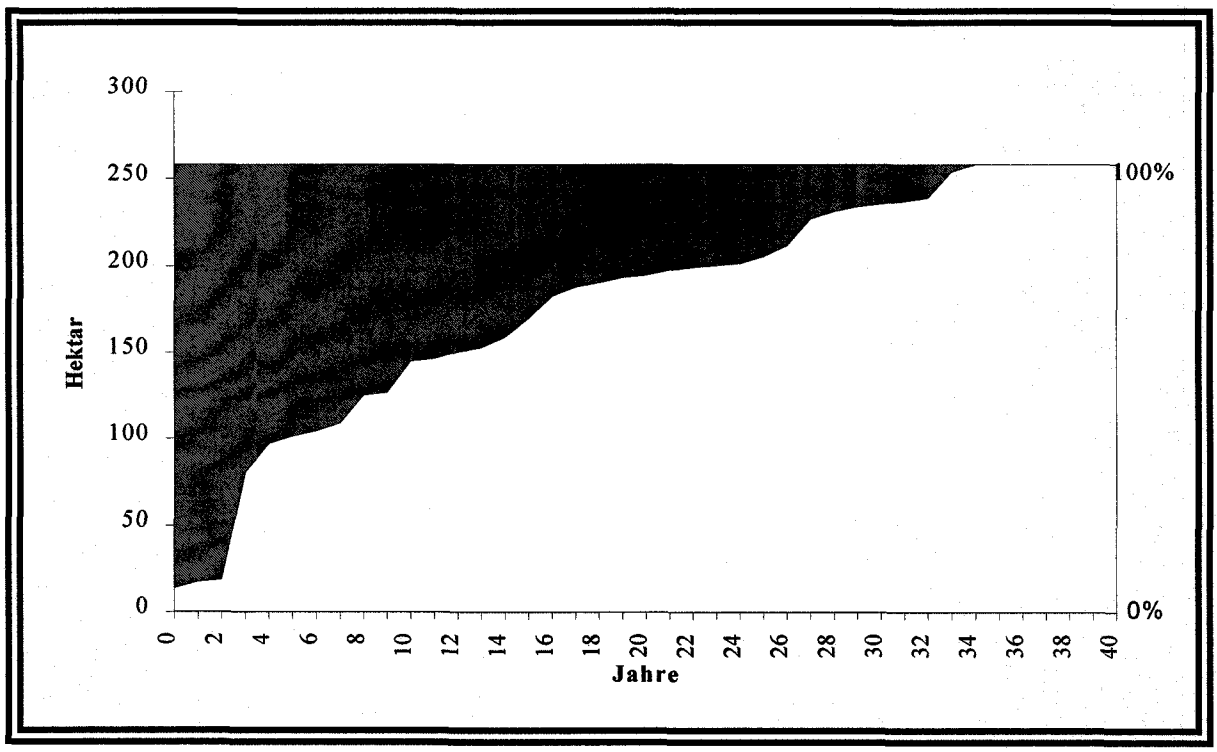
Grundlage: Tabellen B 5 bis B 8 im Anhang. o.V.: ohne Verwaltungskosten, m.V: mit Verwaltungskosten.

Wie erwartet, wird die hohe Bedeutung des angelegten Diskontsatzes deutlich. In der Summe sind die Barwerte bei 2% Diskont etwa doppelt so hoch wie bei 4% p.a., jedoch ist das Bild bei näherem Hinsehen komplizierter. Wenn nur die Werte ohne Verwaltungskosten und dort die prozentualen Anteile betrachtet werden, so wird eine leichte Bedeutungszunahme der anderen Hölzer mit abnehmenden Zinssatz erkennbar. Ihr Anteil bleibt jedoch unter 20%, was ihrem realen ökonomischen Gewicht, d.h. ihrer geringen Rentabilität entsprechen dürfte. Während die relative Bedeutung der Pappeln insgesamt mit abnehmendem Diskontsatz geringfügig sinkt, kommt es zu einer starken Bedeutungszunahme der Folgenutzung der Pappeln auf Kosten der stehenden Bäume. Dies ist plausibel, da mit geringerem Diskontsatz zukünftige Erträge an Gewicht gewinnen. Da sich unterschiedliche Zinssätze in der näheren Zukunft weniger stark auswirken, unterscheiden sich die Werte für die stehenden Pappeln bei den Diskontsätzen nur in schwächerem Maße, um so gravierender sind jedoch die Unterschiede bei der Pappel-Folgenutzung, deren Wert (ohne Verwaltungskosten) von ca. 1,61 Mio. DM bei 4% p.a. Diskont auf 7,01 Mio. DM bei 2% p.a. steigt. Wir halten fest, daß die Berücksichtigung der Pappel-Folgenutzung um so wichtiger wird, je niedriger der Diskontsatz ist.

4.5 Herleitung des ökologischen Wertes

In Abschnitt 3.5 wurde begründet, daß nach allen heute verfügbaren Informationen einem ökologisch hochrangigen und voll im Sinne von Naturschutzzielsetzungen bewirtschafteten Auwald ein monetärer Wert von **1.000 DM pro Hektar und Jahr** zugesprochen werden kann. Verbunden mit weiteren Erläuterungen, wird diese jährliche Zahlungsbereitschaft (oder "Rendite") nunmehr in einen Barwert verwandelt.

Abbildung 4: Zeitprofil der Flächenumwidmung beim Übergang zu Naturschutz durch Auslaufen der Pappelnutzung (kein Nachpflanzen)



schattiert: Pappeln; weiß: keine forstwirtschaftliche Nutzung.

Ist ein Hektar jetzt für den Naturschutz verfügbar, so beträgt der Barwert oben genannter Zahlungsbereitschaft ohne Zeitbegrenzung selbstverständlich je nach Diskontsatz (i = 0,04, 0,03, 0,02 p.a.) 25.000, 33.333 bzw. 50.000 DM. Sofern nicht alle Pappeln vorzeitig gefällt werden sollen, was wenig sinnvoll erscheint, fällt der Barwert auf der gesamten Fläche jedoch nicht sofort an, sondern wird schrittweise verfügbar. Die Abbildung 4 zeigt den Übergang im Zeitverlauf von der Pappelnutzung zur ungenutzten Fläche, wenn alle jetzt stehenden Pappeln planmäßig abgetrieben, jedoch keine neuen gepflanzt werden. Erst nach 34 Jahren werden die letzten (heute vor 6 Jahren mit einer Umtriebszeit von 40 Jahren gepflanzten) Pappeln das Revier geräumt haben. Ein Hektar, welcher z.B. erst in 15 Jahren für den Naturschutz verfügbar wird, erhält, Konstanz aller Daten in der Zeit vorausgesetzt, bei 2% Diskont p.a. heute den Barwert 50.000 e^{-15r} = 37.151 DM pro ha. Wird mit allen Flächen wie beschrieben

verfahren, so ergibt sich nach Summierung der ökologische "Brutto-"Wert zum heutigen Zeitpunkt in der ersten Zeile der Tabelle 26.

Von diesem Bruttowert muß der Wert der entgehenden Pappel-Folgenutzung abgezogen werden, da der Verzicht auf diese die Kosten der Flächenbereitstellung für den Naturschutz darstellt. Nach dieser Logik verdrängt der Naturschutz die Pappelnutzung, weil seine Leistung monetär höher geschätzt wird als die der Pappeln. Die Differenz (untere Zeile der Tabelle 26) von je nach Annahmen etwa 2,6 bis 4,4 Mio. DM stellt somit einen echten Vermögenswert in den Händen seines Eigentümers dar, auch wenn der ihm entsprechende Einkommensstrom aktuell auf Grund noch fehlender institutioneller Voraussetzung bisher nicht fließt. Für die volkswirtschaftliche Wertrechnung genügt, daß die Zahlungsbereitschaft nach der Leistung "Naturschutz" glaubwürdig vorhanden ist, was nach den Ausführungen des Abschnitts 3 wenn auch nicht vollkommen bewiesen ist, jedoch als hochgradig wahrscheinlich angenommen werden muß — wahrscheinlicher als zahlreiche Umstände, die im herkömmlichen Wirtschaftsleben ebenfalls unterstellt werden müssen und Grundlagen weitreichender Entscheidungen sind.

Tabelle 26: Bandbreite des ökologischen Wertes

Barwert	**i = 4% p.a. r = 0,0392**	**i = 3% p.a. r = 0,0296**	**i = 2% p.a. r = 0,0198**
Naturschutz: (N)	4.248.683	6.198.746	10.265.918
Pappeln o.V. a)	1.608.834	3.253.412	7.007.400
Pappeln m.V. a)	1.117.096	2.542.292	5.835.730
Differenz Pappeln o.V.: (Ö) b)	2.639.849	2.945.334	3.258.518
Differenz Pappeln m.V.: (Ö) b)	3.131.587	3.656.454	4.430.188

a) Geringfügige Differenzen zu den Werten in Tabelle 25 und Tabelle 27, Zeilen 6-9 auf Grund von Rundungsfehlern bei unterschiedlicher Rechentechnik. b) Entsprechend Tabelle 27, Zeile 12. Berechnung: $N = \Sigma K_t F_t e^{-rt}$ mit K_t : Barwert einer unendlichen Rente von 1.000 DM pro Jahr bei Zinssätzen von i = 0,04; 0,03 und 0,02, also 25.000; 33.333 bzw. 50.000 DM. F_t : Umfang der im Jahr t abgeholzten Flächen gemäß Tabellen B 4 bis B 8 (Anhang). r: jeweils K entsprechender Diskontsatz.

Durch die Differenzbildung zwischen Bruttowert und Nutzungskosten des verdrängten Pappelanbaus wird der Einfluß des Diskontsatzes stark abgeschwächt: vor allem in der Zeile ohne Verwaltungskosten führen 100% Zinsunterschied nur zu etwa 25% Unterschied im Residuum. Von allen in der vorliegenden Studie untersuchten Zusammenhängen ist dieser Wert also der stabilste gegenüber unterschiedlichen Zinsannahmen, was seine Überzeugungskraft für die Praxis (in der man sich schwer auf einen Diskontsatz einigen kann) stark hebt.

Ob die Variante ohne oder mit Verwaltungskosten zur Bewertung herangezogen wird, hängt davon ab, ob mit dem Übergang zum Naturschutz die bisherigen Verwaltungskosten für die Fläche in Höhe von 113 DM pro Hektar und Jahr bestehen bleiben oder im vollen Umfang entfallen. Letzteres würde, wie zu erkennen, den Ökologischen Wert beträchtlich heben. Denkbar ist auch eine Zwischenlösung; da ein anspruchsvoller Naturschutz jedoch kaum ohne fachliche Leitung auskäme, befindet man sich "auf der sicheren Seite", wenn mehr der Variante "Differenz o.V." zugeneigt wird.

Schließlich ist an die Annahme zu erinnern, welche der vorliegenden Rechnung zugrunde liegt, wonach der Naturschutz überhaupt keine rentable Holznutzung erlaube. Zwar kann dieser Punkt hier nicht im Detail diskutiert werden, jedoch sind Kompromisse vorstellbar, wie etwa die Weiterführung des Pappelanbaus auf Teilen der Fläche oder, besser noch, den Ersatz dieser Baumart durch einheimische und im Biotop vorkommende Silberweiden (Salix alba). Im selben Maße, wie die in der zweiten und dritten Zeile der Tabelle 26 ausgewiesenen Nutzungskosten nur teilweise anfallen, erhöht sich der als Residuum verbleibende Ökologische Wert. Ähnlich wie beim voranstehenden Punkt besteht jedoch die vorsichtigere Annahme auch hier darin, das Potential zur Kostenreduktion nicht in Anschlag zu bringen, zumal der Naturschutz auch Kosten für Pflegemaßnahmen und ähnliches verursachen wird. Es wäre gewiß die überzeugendste Lösung, derartige Kosten durch die Erlöse aus extensiver Holzerzeugung im Biotop zu decken. Insgesamt erscheint es als eine vorsichtige und vertretbare Aussage, den Ökologischen Wert etwa im Mittelbereich der vorletzten Zeile mit **3 Mio. DM** anzusetzen.

4.6 Ergebnisse der Bewertung im Vergleich und Folgerungen

4.6.1 Zur Korrekturbedürftigkeit der forstlichen Bewertung

Die Tabelle 27 faßt sämtliche Ergebnisse der Studie zusammen und sei hier noch einmal kritisch diskutiert. Die ersten fünf Zeilen wiederholen die schon in der Tabelle 19 vorgestellten Ergebnisse nach der vorgeschriebenen forstlichen Bewertungsmethodik. Wie schon erwähnt, werden nur die stehenden Pappeln ohne die Folgenutzung erfaßt und mit einem Diskont von 4% p.a., die übrigen Hölzer hingegen mit einem von 2% p.a. bewertet (vgl. Abbildung 3). Das Resultat ist eine erhebliche relative Überschätzung der übrigen Hölzer, deren Gewicht von fast 40% am Gesamtergebnis (ca. 3,09 von 7,96 Mio. DM) ihrem Wert als Kapital nicht entspricht, welcher in Tabelle 27 bei beiden angelegten Diskontsätzen realistischer mit unter 20% vom gesamten Ertragspotential beziffert wurde.

Die in Zeile 2 notierten Bodenverkehrswerte beruhen auf Beobachtung und sind als Fakten selbstverständlich zu respektieren (weiterführendes in SAGL 1992, 1992a, NOSSEK 1993). Der Versuch einer theoretischen Deutung führt jedoch zu einer oben schon angedeuteten Irritation. Während ein Vergleich mit der Zeile 8, Spalte "Pappeln Folgenutzung" erkennen läßt, daß der Bodenwert der Pappelstandorte sehr ähnlich dem Wert der Folgenutzung bei niedrigem Diskontsatz ist und somit fast exakt im Sinne von FAUSTMANN und jeder wissenschaftlichen Grundrententheorie erklärt werden kann, trifft dies für den Bodenwert unter den anderen Hölzern in keiner Weise zu. Der Wert der Folgenutzung liegt dort bestenfalls in der Nähe von Null, so daß die auch für jene Flächen ohne Zweifel bestehende Zahlungsbereitschaft in Höhe von 3,34 Mio. DM auf andere Motive als die Erwartung künftiger Erträge zurückgeführt werden muß. Sind solche Motive, wie etwa die Wertschätzung von Waldbesitz um seiner selbst willen, auch durchaus anzunehmen, so würde jedoch die Konsistenz verlangen, daß eine Wertschätzung aus diesen Quellen den Pappelflächen **zusätzlich** zu ihrem Ertragswert ebenfalls zukommen und diese Flächen mithin noch teurer machen müßte. Mit anderen Worten: Entweder stellt der Verkehrswert der Pappelfläche in Höhe von ca. 7,75 Mio. DM im Sinne der Theorie den Wert der Folgenutzungen dar (bei 2% Diskont p.a. 7,01 Mio. DM) — dann müßte der Bodenwert unter den anderen Hölzern bei Null liegen. Oder aber der Bodenwert ist etwas anderes als der Wert der Folgenutzungen (etwa ein immaterieller Wert), weshalb er unter den anderen Hölzern auch beträchtlich ist — dann müßte er unter den Pappeln **zusätzlich** zum Wert der Folgenutzungen berücksichtigt werden. Dies ist zum Nachteil der Pappeln nicht der Fall; das Problem bedarf weiterer Erforschung.

Sind die Schritte der konventionellen Waldbewertung trotz der genannten Vorbehalte bis zum Ergebnis des Zerschlagungswertes dennoch nachvollziehbar, so mutet das weitere Vorgehen — die Mittelung von Zerschlagungs- und Rentierungswert nach Wichtung von 2:1 — sehr willkürlich an. Man fragt nach einer Begründung für diese Vorschrift, die nicht mehr Plausibilität erkennen läßt als eine Gewichtung im Verhältnis 1:1 oder 3:1.

Offenbar sieht man in der Summation von Boden- und Bestandeswert die Gefahr einer Überschätzung des Waldwertes und strebt (bei größeren Objekten, für die diese Regel gilt) an, dieser Tendenz durch Berücksichtigung eines Wertes mit nachvollziehbarem ökonomischen Inhalt, wie es der Rentierungswert fraglos ist, entgegenzuwirken. Erscheint die Intention, das Ergebnis mit dem Rentierungswert zu "verdünnen" (NOSSEK 1993, S. 14) auch vernünftig, so wäre das Ziel jedoch auch auf methodisch überzeugendere Weise zu erreichen.

Dem vorliegenden Gutachten kommt nicht zu, sich fundamental mit der forstlichen Bewertungsmethodik auseinanderzusetzen, welche im übrigen bei untragbaren Mängeln keine Anerkennung in der Praxis fände. Auch sei darauf verwiesen, daß innerhalb der Forstwissenschaft

teilweise wesentlich schärfer kritisiert wird als hier (vgl. z.B. MOOG 1990). Es bleibt jedoch das Faktum, daß zwischen den Ergebnissen der forstlichen Bewertung und nachvollziehbaren Ertragserwartungen Differenzen bestehen, die sich beim bestehenden Bewertungsanlaß — dem vorgesehenen Tausch von Pappel- gegen andere Bestände — schwer zum Nachteil einer Seite auswirken können, wenn nicht zusätzlich finanzmathematische Zusammenhänge berücksichtigt werden. Ausdrücklich sei hervorgehoben, daß die finanzmathematische Rechnung — früher auch als "Bodenreinertragslehre" bezeichnet — keineswegs ein theoretisches Konstrukt ohne Praxisbezug ist: "Durch die mißbräuchliche Verwendung zur Beweisführung für eine unzulässig verallgemeinerte Zielsetzung geriet die Methode der Beurteilung von Investitionen nach ihrer Effektivverzinsung (zwar) unberechtigt bei vielen Forstleuten in einen schlechten Ruf, sie bleibt (jedoch), richtig angewendet, ein wichtiges, oft sogar das aussagefähigste Verfahren im Instrumentarium der Investitionsrechnung" (BARTELHEIMER 1978, S. 77). Dem ist ebensowenig hinzuzufügen wie der anschließenden Einschränkung des zitierten Autors, daß die übrigen Motive der Waldbewirtschaftung, die dazu führen können, sich u.U. mit einer geringeren Verzinsung zufriedenzugeben, nicht ignoriert werden dürfen, sondern ebenfalls Gewicht besitzen.

Wenn die vorliegende Studie die Ergebnisse der finanzmathematischen Investitionsrechnung so in den Vordergrund stellt, so verletzt dies das Gebot, die übrigen Bewertungsmotive nicht zu ignorieren, keineswegs, wenn an den Anlaß des Wertgutachtens gedacht wird: Es wird ein Tausch von zwei Forstrevieren erwogen. Die Bereitschaft der Eigentümer des Auwalds Isarmündung zu einem Tausch läßt keine andere Deutung zu, als daß sie die immaterielle Befriedigung bei der Waldbewirtschaftung (welche in Verkaufs- und Entschädigungsfällen Abweichungen von einer rein investitionstheoretischen Bewertung begründet) in dem eingetauschten Wald — zumindest in erster Näherung — nicht mehr und nicht minder empfänden als in dem, welchen sie bisher bewirtschaften. Verhält es sich so, ist dieses "Konto" beim Tausch sozusagen ausgeglichen, dann können als Kriterien für die Bewertung **nur** noch die "harten", "geschäftlichen" Dinge zählen. Diese werden jedoch durch die finanzmathematische Methode erfaßt. Im übrigen muß der Staat als Tauschpartner im Interesse gerechter Haushaltsführung ebenfalls ein Interesse daran besitzen, hinter die Konventionen der Waldbewertung zu blicken und mit Hilfe der Investitionsrechnung zu erfassen, was bei einem Tausch in den kommenden Jahren **real** an Kosten, d.h. entgangenen Erlösen — **die den ökologischen Gewinnen gegenüberzustellen sind** — auf ihn zukommen wird. Sowenig man sich über Konventionen der Waldbewertung wird hinwegsetzen können, so intensiv sollten die Möglichkeiten einer Korrektur möglicher Irreführungen durch den Blick auf ein "hartes" ökonomisches Kalkül genutzt werden.

Tabelle 27: Gesamtübersicht Auwald Isarmündung

		Pappeln stehend	Pappeln Folgenutzung	Pappeln gesamt	andere Hölzer	Summe
				Wert (DM)		
	WaldR 91					
1	B	4.867.168			3.089.646	**7.956.814**
2	F	7.748.700			3.338.700	**11.087.400**
3	Z	12.615.868			6.428.346	**19.044.214**
4	R	3.302.662			1.414.818	**4.717.480**
5	V	9.511.466			4.757.170	**14.268.636**
	Finanzmathematische Rechnung					
6	4% o.V.	4.813.074	1.608.723	6.421.797	1.122.916	**7.544.713**
7	4% m.V.	4.558.627	1.119.041	5.677.667	853.534	**6.531.202**
8	2% o.V.	5.846.979	7.007.399	12.854.378	2.671.621	**15.525.999**
9	2% m.V.	5.544.852	5.835.730	11.380.581	2.264.443	**13.645.025**
10	A					**5.016.366**
11	V + A					**19.285.002**
12	Ö					**3.000.000**
13	V + A + Ö					**22.285.002**
				Fläche (ha)		
14	w			258,29	111,29	369,58
15	a					155,73
16	w + a					525,31

B = Bestandeswert
F = Bodenwert
Z = Zerschlagungswert; Z = B + F
R = Rentierungswert
V = Verkehrswert; (2Z + R)/3
o.V. = ohne Verwaltungskosten
m.V. = mit Verwaltungskosten
A = Wert der Zusatzfläche
Ö = Ökologischer Wert
w = bestockte Waldfläche
a = Zusatzfläche lt. Tabelle 5

4.6.2 Voraussehbare Probleme beim Vergleich mit dem Wert des Tauschobjektes

Ohne die Berechnungen der Tauschpartner über ihr Objekt zu kennen, kann dennoch kaum etwas anderes erwartet werden, als daß wegen der geschilderten doppelten Benachteiligung der Pappel der Bestandeswert des Tauschobjektes wesentlich größer ist. Diese Verzerrung wird durch die Berücksichtigung des vermutlich geringeren Bodenwertes sowie des Rentierungswertes abgemildert. Zum Verkehrswert für den Auwald Isarmündung in Höhe von 14,3 Mio. DM (vgl. Tabelle 27, Zeile 5) werden darüber hinaus Zusatzflächen im Wert von 5,02 Mio. DM (Zeile 10) sowie der Ökologische Wert in Höhe von etwa 3 Mio. DM angeboten, so daß sich das auf diese Weise bewertete Gesamtobjekt in einer Höhe von etwa **22,29 Mio. DM** darstellt. Versetzen wir uns nun in zwei hypothetische Situationen:

1. Der Verkehrswert des Tauschobjektes wird in etwa gleicher Höhe ermittelt, so daß das Geschäft für beide Seiten akzeptabel erscheint.

2. Der Verkehrswert des Tauschobjektes ist trotz der geschilderten Korrekturen sowie der Aufstockungen durch Zusatzflächen und Ökologischen Wert immer noch höher, so daß die Tauschpartner verlangen, entweder die Aufstockungen noch weiter zu erhöhen (auch in Form von Barzahlungen) oder sich berechtigt fühlen, einen Teil ihres Angebotes zurückzubehalten.

Selbstverständlich kann Definitives erst nach Vorlage von Zahlen gesagt werden. Jedoch sollte man darauf vorbereitet sein, daß die Auswertung der finanzmathematischen Zusammenhänge in beiden Fällen zu unterschiedlichen Schlußfolgerungen führen kann, namentlich:

1. Sind zwei Objekte I (Auwald Isarmündung) und T (Tauschforst) nach der bisher dargelegten Methode gleichwertig, so können sie finanzmathematisch ungleichwertig, insbesondere kann $I > T$ sein.

2. Sind sie nach der bisher dargelegten Methode ungleichwertig, ist speziell $I < T$, so können sie finanzmathematisch dennoch gleichwertig, zumindest kann die festgestellte Ungleichwertigkeit geringer sein.

Eine theoretisch voll befriedigende Rechnung enthielte:

1. alle mit einem bestimmten Zinssatz kapitalisierten künftigen Erträge aus dem Holzverkauf,

2. den in gleicher Weise ermittelten Ökologischen Wert,

3. einen Wert für den Boden, der ihm nicht wegen seines Ertragspotentials, sondern aus dritten Gründen zukommt (Eigenwert, Erwartung von Nutzungsänderungen etc.).

Die Werte (1) sind für die Zinssätze i = 4% und i = 2% p.a. in den Zeilen 6 bis 9 der Tabelle 27 errechnet. Der, wie oben erläutert, relativ zinsunabhängige Ökologische Wert (2) findet sich in der Zeile 12. Da der Bodenwert (3) nicht korrekt ermittelt werden kann, unterstellen wir plausiblerweise daß er in beiden Tauschobjekten gleich hoch ist. Hiernach sind beim Tausch (1) und (2) von I gegen (1) von T zu vergleichen. Betrachten wir nur die Varianten ohne Verwaltungskosten, da sich deren Höhe beim Tausch nicht ändern möge. (1) und (2) von I betragen dann etwa 10,54 Mio. DM (bei 4% Diskont, Zeilen 6 + 12) bzw. 18,53 Mio. DM (bei 2% Diskont, Zeilen 8 + 12); bei mittleren Diskontsätzen liegt das Ergebnis selbstverständlich zwischen diesen Extremen.

Wie in Abschnitt 4.4.3 erläutert, beeinflußt die Höhe des Zinssatzes das Verhältnis zweier Barwerte, wenn die den beiden entsprechenden Zahlungsströme eine unterschiedliche zeitliche Struktur besitzen. Da trotz der Berücksichtigung der Pappel-Folgenutzung die Nutzungsschwerpunkte von T (ohne Pappeln, vermutlich viel Fichten) ferner in der Zukunft liegen werden, wird T durch einen hohen Zinssatz gegenüber I benachteiligt. Niedrige Zinssätze benachteiligen wiederum I. Einigte man sich z.B. auf i = 4% p.a., so könnte durchaus der Fall eintreten, daß T einen erheblich höheren konventionellen Verkehrswert hätte als I (selbst einschließlich der Zusatzflächen und dem Ökologischen Wert), aber dennoch in rein finanzmathematischer Rechnung I unterlegen wäre.

Dasselbe könnte bei einem Diskont von 2% für den Auwald Isarmündung eintreten. Bei einer festgestellten Unterlegenheit von I liegt nahe, den Wert der zusätzlich angebotenen Flächen (Verkehrswert 5,02 Mio. DM, vgl. Zeile 10) in die Waagschale zu werfen. Theoretisch ist dies natürlich inkorrekt, da diesen Flächen entweder kein (bei Gewässern und Röhrichten), nur ein mittelbares (Wege und Dämme als Voraussetzung der Nutzbarkeit) oder gemessen am Verkehrswert geringes Ertragspotential (letzteres bei den Äckern) entspricht. In praktischer Sicht ist diese Kompensation aus Sicht der Anbieter insoweit vorteilhaft, als sie die Wege und nicht nutzbaren Flächen im Wald betrifft, da an deren Weiterbesitz im Falle eines Tausches kaum ein Interesse bestehen kann. **Dies gilt jedoch nicht für die Äcker** im Verkehrswert von über 1,5 Mio. DM (vgl. Tabelle 17), die nicht aus technischen Gründen im "Paket" mit dem Wald verkauft werden müssen, sondern auch unabhängig einen Käufer finden oder zumindest verpachtet werden könnten. Daher muß den Anbietern von I geraten werden, mit den Äckern als Kompensationsobjekt für eine mögliche Unterwertigkeit von I gegenüber T nicht allzu freigiebig zu sein, solange diese Unterwertigkeit nicht, günstigenfalls durch mehrere voneinander unabhängige Methoden, zweifelsfrei erwiesen ist.

Fragen von **Risiko** und **Ungewißheit** können in diesem Gutachten nicht eingehend behandelt werden. Aus schon ausgeführten Gründen erscheint jedoch gerechtfertigt, dem Tauschforst ein höheres ökonomisches Risiko zuzuweisen als dem Auwald Isarmündung. Ein Gesichtspunkt ist die inzwischen hochwahrscheinliche anthropogene Klimaveränderung in den kommenden Jahrzehnten, welche sich bei den Fichten mittleren Alters noch während des gegenwärtigen Umtriebs bemerkbar machen kann, bei den ohnehin in dieser Hinsicht vermutlich weniger anfälligen Pappeln hingegen erst bei künftigen Generationen mit entsprechenden Potentialen der Anpassung. Wie in der Literatur begründet (vgl. u.a. REED 1992), läßt sich ein höheres Risiko, wenn nicht die statistischen Umstände zu etwas anderem zwingen, korrekt durch eine einfache Erhöhung des Diskontsatzes berücksichtigen.

Angenommen, man einigte sich bei den finanzmathematischen Begleitüberlegungen auf einen Basiszinssatz von 2% p.a., womit der Auwald Isarmündung einen Wert von 18,53 Mio. DM erhielte (Zeilen 8 und 12 in Tabelle 27). Wäre nach derselben Rechnung der Tauschforst mehr wert, so wäre auf folgende Umstände hinzuweisen, die seine Überlegenheit, je nach ihrer Höhe teilweise oder vollständig, reduzieren könnten:

1. Der Ökologische Wert ist, wie in Abschnitt 4.5 erläutert, sehr zurückhaltend angesetzt und kann ebensogut um einen Betrag von mindestens 0,5 Mio. DM höher geschätzt werden.

2. Würden die in das "Paket" eingebrachten Äcker künftig eine jährliche (gemessen an heutigen Verhältnissen nicht hohe) Pacht von 500 DM pro Hektar und Jahr erzielen, so läge ihr Barwert ebenfalls bei fast 0,5 Mio. DM. Dieser Wert ist in der finanzmathematischen Rechnung von Tabelle 27 nicht enthalten.

3. Wird wegen des Risikoaspektes der Kalkulationszinssatz beim Tauschforst nur mäßig höher angesetzt als bei I (z.B.: 0,5 bis 1% p.a.), so würde der Barwert von T bereits beträchtlich sinken. Eine solche mäßige Zinsanpassung wäre aus Sicht der Bearbeiter korrekt und daher erforderlich.

Weitere Aspekte bei einer endgültigen Entscheidung, die nicht Gegenstand der vorliegenden Studie sein konnten, wie insbesondere die **Liquidität** sowie **steuerliche Belange**, erfordern ebenfalls besondere Aufmerksamkeit.

Literatur

ANL (Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege) (1991): Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. Laufener Seminarbeiträge 4/91. Laufen, 156 S.

Baier, H. (1990): Die Situation der Auwälder an Bayerns Flüssen. Berichte der Akademie für Landschaftspflege und Naturschutz 14: 173-184.

Barde, J.-P. & D.W. Pearce (Eds.)(1991): Valuing the Environment. Six Case Studies. London (Earthscan), 271 S.

Barnett, H. & C. Morse (1963): Scarcity and Growth. The Economics of Natural Resource Availability. Baltimore (Johns Hopkins University Press/Resources for the Future), 288 S.

Bartelheimer, P. (1978): Zur Bewertung nicht hiebsreifer Waldbestände. Allgemeine Forst-Zeitschrift 33: 76-79.

Bartelheimer, P. (1982): Geldwertänderungen als Problem der Waldbewertung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 101: 99-111.

Bergen, V., H.D. Brabänder, A.W. Bitter & L. Löwenstein (Hrsg.)(1991): Monetäre Bewertung der landeskulturellen Leistungen der Forstwirtschaft. Frankfurt a.M. (J.D. Sauerländer's Verlag), 304 S.

Bishop, K. (1992): Assessing the Benefits of Community Forests: An Evaluation of the Recreational Use Benefits of Two Urban Fringe Woodlands. Journal of Environmental Planning and Management 36: 63-76.

Blab, J., R. Forst, C. Klär, G. Niclas, H. Wey & G. Woithe (1991): Förderprogramme zur Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Naturschutzgroßprojekte und Gewässerrandstreifenprogramm. Natur und Landschaft 66: 3-9.

BLFU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (1983): Ökologische Zustandserfassung von Flußauen an der Donau zwischen Ulm und Ingolstadt. München, 82 S. + Anh.

BLFU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (1986): Ökologische Zustandserfassung der Flußauen an der Donau von Ingolstadt bis Weltenburg. München, 64 S. + Anh.

BLFU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (1991): Ökologische Zustandserfassung von Flußauen an der Donau zwischen Weltenburg und Jochenstein. München, 64 S. + Anh.

BLFU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (1991): Ökologische Zustandserfassung der Flußauen an der Isar zwischen Bad Tölz und der Mündung. München, 105 S. + Anh.

Bojö, J. (1985): Cost-Benefit Analysis of Mountain Forests. The Case of the Vala Valley. In J. Bojö, K.-G. Mäler & L. Unemo (Eds.): Environment and Development: An Economic Approach. Dordrecht Boston London (Kluwer), S. 125-127.

Bowes, M.D. & J.V. Krutilla (1989): Multiple-Use Management: The Economics of Public Forestlands. Washington, D.C. (Resources for the Future), 357 S.

Bowker, J.M. & J.R. Stoll (1988): Use of Dichotomous Choice Nonmarket Methods to Value the Whooping Crane Resource. American Journal of Agricultural Economics 70: 372-381.

Boyle, K.J. & R.C. Bishop (1985): The Total Value of Wildlife Resources: Conceptual and Empirical Issues. Invited Paper, Ass. of Environmental and Resource Economists Workshop, Boulder, May 17-18. Manuskript, 42 S. + Anhang.

Broggi, M.F. & H. Schlegel (1989): Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Dargestellt am Beispiel des schweizerischen Mittellandes. Zürich (Büro für Siedlungs- und Umweltplanung), 180 S.

Brookshire, D.S., L.S. Eubanks & A. Randall (1983): Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources. Land Economics 59: 1-15.

Bürger, K., B. Job, H. Kleinert, E. Peters, C. Schell & P. Schwickert (1993): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben für Naturschutz und Landschaftspflege (E + E-Vorhaben) — ein Förderprogramm der Bundesregierung. Natur und Landschaft 68: 343-349.

Clark, C.W. (1976): Mathematical Bioeconomics. New York u.a. (John Wiley), 352 S.

Cobbing, P. & B. Slee (1993): A Contingent Valuation of the Mar Lodge Estate, Caingorm Mountains, Scotland. Journal of Environmental Planning and Management 36: 65-72.

Dister, E. (1988): Ökologie der mitteleuropäischen Auwälder. In: Wilhelm-Münker-Stiftung (Hrsg.): Die Auenwälder gestern und heute — und morgen? Siegen, S. 6-30.

Dister, E. (1991): Situation der Flußauen in der Bundesrepublik Deutschland. Laufener Seminarbeiträge 4/91: 8-16.

Dister, E. (1992): Forschung des WWF-Auen-Institutes. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1: 153-154.

Drake, L. (1992): The Non-Market Value of the Swedish Agricultural Landscape. European Review of Agricultural Economics 19: 351-364.

Dykstra, D.P. & M. Kallio (1987): Introduction to the IIASA Forest Sector Model. In M. Kallio et al. (Eds.), S. 459-472.

ECE/FAO (United Nations Economic Commission for Europe/Food and Agriculture Organization of the United Nations)(1986): European Timber Trends and Prospects to the Year 2000 and Beyond. New York, 2 Bände, 323 + 253 S.

Eder, R. & A. Mayer (1990): Die Situation der Flußauen in Bayern und ihre Erfassung nach ökologischen Gesichtspunkten. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 99: 5-15. Beiträge zum Artenschutz 11. Naturschutz in Feuchtgebieten (II). München.

Ehrentreich, H.P. (1988): Stand der Bewertungsmethoden bei Waldbeständen. Allgemeine Forst-Zeitschrift 43: 1070-1075.

Ellenberg, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl. Stuttgart (Ulmer), 989 S.

Evelt-Neite, M. (1992): Förderung gefährdeter Ackerwildkrautvegetation am Niederrhein. LÖLF-Mitteilungen 17: 10-15.

Faustmann, M. (1849): Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirthschaft besitzen. Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 25: 441-455.

Foeckler, F. & H.W. Bohle (1991): Fließgewässer und ihre Auen — prädestinierte Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. In: Kaule, G. & K. Henle (Hrsg.): Arten und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 4. Jülich, S. 236-266.

Freist, H. & J. Klüssendorf (1991): Vertragsnaturschutz zum Erhalten historischer Waldformen an einem Beispielfall in Niedersachsen. Forst und Holz 46: 86-88.

Frey, R.L. & H. Blöchliger (1991): Schützen oder Nutzen. Ausgleichszahlungen im Natur- und Landschaftsschutz. Chur Zürich (Rüegger), 168 S.

Gaggermeier, H. (1991): Die Waldsteppenpflanze Adenophora liliifolia (L.) A. DC in Bayern. Hoppea 50: 287-322.

Garrod, G.D. & K.G. Willis (1992): The Environmental Economic Impact on Woodland: A Two Stage Hedonic Price Model of Amenity Value of Forestry in Britain. Applied Economics 24: 715-728.

Gepp, J., N. Baumann & W. Lazowski (1986): Auengewässer als Ökozellen Fluß-Altarme, Altwässer und sonstige Auen-Stillgewässer Österreichs. Bestand, Ökologie und Schutz. 2. Aufl. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz (Wien), Bd. 4, 322 S.

Gerken, B. (1988): Auen. Verborgene Lebensadern der Natur. Freiburg i. Br. (Rombach), 132 S.

Hampicke, U. (1992): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU), Sonderheft 3/1992 (Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes), S. 47-62.

Hampicke, U. (1993): Die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen in ökonomischer Sicht. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 40: 269-290.

Hampicke, U., T. Horlitz, H. Kiemstedt, K. Tampe, D. Timp & M. Walters (1991): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin (Erich Schmidt Verlag), 629 S. + Anhang. Umweltbundesamt Berichte 3/91.

Hanley, N. (1989): Valuing Rural Recreation Benefits: an Empirical Comparison of Two Approaches. Journal of Agricultural Economics 40: 361-374.

Hanley, N. & S. Craig (1991): Wilderness Development Decisions and the Krutilla-Fisher Model: the Case of Scotland's "Flow Country". Ecological Economics 4: 145-164.

Hofmann, J. (1883): Flora des Isargebietes von Wolfratshausen bis Deggendorf. Landshut, LXIV + 377 S.

Holm-Müller, K. (1992): Die Nachfrage nach Umweltqualität in der Bundesrepublik Deutschland. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU), Sonderheft 3/1992 (Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes), S. 35-46.

Holm-Müller, K., H. Hansen, M. Klockmann & P. Luther (1991): Die Nachfrage nach Umweltqualität in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin (Erich Schmidt Verlag), 228 S. + Anhang. Umweltbundesamt Berichte 4/91.

Horlitz, T. & H. Kiemstedt (1991): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes. Naturschutz und Landschaftsplanung 23: 243-254.

Hügin, G. & A. Heinrichfreise (1992): Naturschutzbewertung der badischen Rheinaue. Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 24. Bonn Bad-Godesberg, 48 S.

Hultkrantz, L. (1992): Forestry and the Bequest Motive. Journal of Environmental Economics and Management 22: 164-177.

Jedicke, E. (1990): Biotopverbund. Stuttgart (Ulmer), 254 S.

Jedicke, E. (1992): Naturschutzgebiete in Deutschland. Statistik für die 16 Bundesländer mit Stand vom 1. Januar 1992. Naturschutz und Landschaftsplanung 24: 155-157.

Jerz, H., T. Schauer & K. Scheuermann (1986): Zur Geologie, Morphologie und Vegetation der Isar im Gebiet der Ascholdinger und Pupplinger Au. Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt 51: 87-152.

Johansson, P.-O. (1989): Valuing Public Goods in a Risky World: an Experiment. In: H. Folmer & E. van Ierland (Eds.): Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics. Amsterdam u.a. (Elsevier), S. 37-48.

Johansson, P.-O. & K.-G. Löfgren (1985): The Economics of Forestry and Natural Resources. Oxford (Blackwell), 292 S.

Kahneman, D. & J.L. Knetsch (1992): Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction. Journal of Environmental Economics and Management 22: 57-70.

Kälble, F. (1984): Forstliche Probleme bei der Ausweisung des Naturschutzgebietes "Rastatter Rheinaue". Allgemeine Forst-Zeitschrift 39: 554-558.

Kallio, M., P.D. Dykstra & C.S. Binkley (Eds.)(1987): The Global Forest Sector: an Analytical Perspective. Chichester New York (John Wiley), 703 S.

Karameris, A. (1991): Erholungswert der Naherholungswälder Nordgriechenlands. In V. Bergen et al. (Hrsg.), S. 179-186.

Kaule, G., J. Schaller & H.-M. Schober (1979): Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Allgemeiner Teil — Außeralpine Naturräume. München, Wien (Oldenbourg), 154 S.

Kroth, W. (1975): Der Zins in der Waldbewertung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 94: 54-56.

Kuik, O., H. Hansen & J. Opschoor (1991): The Netherlands. In J.-P. Barde & D.W. Pearce (Eds.), S. 106-140.

Kutter, S. & V. Späth (1993): Rheinauen. Bedrohtes Paradies am Oberrhein. Karlsruhe (Braun), 120 S.

Landschaftspflegerichtlinie Baden-Württemberg (1991). Richtlinie des Umweltministeriums und des Ministeriums Ländlicher Raum für die Gewährung von Zuwendungen für Maßnahmen der Biotop- und Landschaftspflege, des Artenschutzes und der Biotopgestaltung, für Nutzungsbeschränkungen aus Gründen des Naturschutzes und für die Biotopvernetzung. Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg 39: 145-180.

Lauterwasser, E. & J. Hauck (1987): Wald, Forstwirtschaft und Naturschutz im Taubergießengebiet. Gutachten zur künftigen Waldbehandlung. Stuttgart, 155 S. (Schriftenreihe der Landesforstverwaltung, Bd. 64).

Linhard, H. (1964): Die natürliche Vegetation im Mündungsgebiet der Isar und ihre Standortverhältnisse. Festschrift zum hundertjährigen Bestehen des naturwissenschaftlichen Vereins Landshut e.V. 24. Bericht. Landshut, S. 7-79.

Loomis, J., M. Lockwood & T. DeLacy (1993): Some Empirical Evidence on Embedding Effects in Contingent Valuation of Forest Protection. Journal of Environmental Economics and Management 24: 45-55.

Löwenstein, W. (1991): Die monetäre Bewertung der Fernerholung im Südharz mit der Reisekostenmethode. In V. Bergen et al. (Hrsg.), S. 162-168.

Mantel, W. (1982): Waldbewertung. München Wien Zürich (BLV), 6. Auflage, 343 S.

Merlo, M. & G. Signorello (1991); Alternative Estimates of Outdoor Recreation Benefits in Italy. In V. Bergen et al. (Hrsg.), S. 133-147.

Meyer-Reichert, R. (1992): Kosten des Naturschutzes - anhand eines Modellreservates von europäischer Bedeutung. Forst und Holz 47: 314-318.

Mitchell, R.C. & R.T. Carson (1989): Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method. Washington, D.C. (Resources for the Future), 463 S.

Moog, M. (1990): Waldbewertung und Grundsätze ordnungsgemäßer Unternehmensbewertung. Sind die verbreiteten Bewertungskonventionen noch zeitgemäß? Forstarchiv 61: 102-106.

Müller, N. (1991): Veränderungen alpiner Wildflußlandschaften in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. Augsburger Ökologische Schriften 2: 9-30.

Naturlandstiftung Hessen e.V. (1992): Naturschutzprogramme mit der Landwirtschaft. Loseblattsammlung Lich. (Schriftenreihe Angewandter Naturschutz, Band 12).

Navrud, S. (1991): Norway. In J.-P. Barde & D.W. Pearce (Eds.), S. 141-202.

Nielsen, C. (1992): Der Wert stadtnaher Wälder als Erholungsraum. Eine ökonomische Analyse am Beispiel von Lugano. Chur Zürich (Rüegger), 261 S.

Nohl, W. & U. Richter (1986): Abschnitt 4: Freizeit und Erholung. In H.-J. Ewers, H.D. Brabänder, H.-M. Brechtel, M. Both, E. Hayessen, B. Möhring, M. Moog, W. Nohl & U. Richter: Zur monetären Bewertung von Umweltschäden. Methodische Untersuchung am Beispiel der Waldschäden. Berlin (Erich Schmidt Verlag), S. 4-1 bis 4-74. Umweltbundesamt Berichte 4/86.

Nossek, E. (1993): Verkehrswertschätzung forstlicher Liegenschaften. Österreichische Forstzeitung 104: 13-15.

OAG (Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern) (1978): Lebensraum Donautal. Ergebnisse einer ornithologischen Untersuchung zwischen Straubing und Vilshofen. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 11: 1-126.

Oesten, G. (1991): Gedanken zur Wahl der Zinsrate in der Waldbewertung. Forst und Holz 46: 536-538.

Pearce, D.W. (1993): Economic Values and the Natural World. London (Earthscan), 129 S.

Pfister, G. (1991): Ein methodisches Konzept zur monetären Bewertung der Sozialfunktion des Waldes. Frankfurt a.M. (J.D. Sauerländer's Verlag), 173 S.

Pilotek, D. & W. Nezadal (1989): Vergleichende Untersuchungen zur Gefährdung des Wildkrautbestandes auf Kalk- und Sandäckern in Franken. Hoppea 47: 41-53.

Plachter, H. (1991): Naturschutz. Stuttgart (Fischer), 463 S.

Poll, I. (1927): Die Vogelwelt von Metten und seiner Umgebung. Beiträge zur Vogelkunde von Niederbayern. Verhandlungen der ornithologischen Gesellschaft Bayern 17: 376-411.

Randall, A. (1991): Total and Nonuse Values. In J.B. Braden & C.D. Kolstad (Eds.): Measuring the Demand for Environmental Quality. Amsterdam New York Oxford Tokyo (North Holland), S. 303-321.

Raskin, R., E. Glück & W. Pflug (1992): Floren- und Faunenentwicklung auf herbizidfrei gehaltenen Agrarflächen. Auswirkungen des Ackerrandstreifenprogramms. Natur und Landschaft 67: 7-14.

Reed, W.J. (1993): The Decision to Conserve or Harvest Old-Growth Forest. Ecological Economics 8: 45-69.

Ringler, A. (1993): Biotopverluste als Kriterium für eine Rote Liste Biotope. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 38: 179-235.

Rohlf, D. (1991): Finanzierung des Naturschutzes. Natur und Recht 10: 473-478.

RSU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen)(1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Bundestags-Drucksache 10/3613. Bonn, 423 S.

Sagl, W. (1992): Beiträge zur Theorie der Waldbewertung. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 109: 1-21.

Sagl, W. (1992a): Grundverkehr mit Waldflächen. Österreichische Forstzeitung 103: 44-45.

Samples, K.C., J.A. Dixon & M.M. Gowen (1986): Information Disclosure and Endangered Species Valuation. Land Economics 62: 306-312.

Schaller, J., A. Beutler & H. Landau (1992): Entwurf des Pflege- und Entwicklungsplanes "Mündungsgebiet der Isar". Kranzberg, 289 S. + Anh.

Schreiner, J. (1991): Die Situation der Flußauen in Bayern. Laufener Seminarbeiträge 4/91: 17-32.

Schulze, W.D., R.C. D'Arge & D.S. Brookshire (1981): Valuing Environmental Commodities: Some Recent Experiments. Land Economics 57: 151-172.

Schumacher, W. (1984): Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten werden. LÖLF-Mitteilungen 9: 14-20.

Schweppe-Kraft, B., K. Habeck & T. Schmitz (1989): Ökonomische Bewertung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Am Beispiel Industriegebiet Schichauweg, Berlin (West). Berlin (Technische Universität), 84 S. (Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 60).

Sedjo, R.A. & K.S. Lyon (1990): The Long-Term Adequacy of World Timber Supply. Washington, D.C. (Resources for the Future), 230 S.

Seibert, P. & W. Zielonkowski (1972): Landschaftsplan "Pupplinger und Ascholdinger Au". Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz A: Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege H. 3.

Sendtner, O. (1854): Die Vegetationsverhältnisse Südbayerns. München (Literarisch-artistische Anstalt), 910 S.

Smith, V.K. (1992): Arbitrary Values, Good Causes, and Premature Verdicts. Journal of Environmental Economics and Management 22: 71-89.

Solmsdorf, H.; W. Lohmeyer & W. Mrass (1975): Ermittlung und Untersuchung der schutzwürdigen und naturnahen Bereiche entlang des Rheins (Schutzwürdige Bereiche im Rheintal). Schriften-Reihe Landschaftspflege und Naturschutz 11: 186 S. + Kartenband.

Sperber, H.L.v. (1992): Kosten des Vertragsnaturschutzes im Privatwald. Forst und Holz 47: 34-37.

Spranger, K. (1926): Die Vogelwelt der Umgebung Deggendorfs a.D. Verhandlungen der ornithologischen Gesellschaft Bayern 17: 1-36

Stevens, T.H., J. Echeverria, R.L. Glass, T. Hager & T.A. More (1991): Measuring the Existence Value of Wildlife: What Do CVM Estimates Really Show? Land Economics 67: 390-400.

Suda, M. (1993): Beschränkungen der Forstwirtschaft in Schutzgebieten Bayerns. Forstwissenschaftliches Centralblatt 112: 170-178.

Tisdell, C.A. (1990) Natural Resources, Growth, and Development. Economics, Ecology, and Resource-Scarcity. New York Westport London (Praeger), 186 S.

Waldwertermittlungsrichtlinien 1991 (WaldR 91): Bekanntmachung der Richtlinien für die Ermittlung und Prüfung des Verkehrswerts von Waldflächen und für Nebenentschädigungen vom 25.2.1991. Bundesanzeiger 43 vom 5.6.1991, Nr. 100a, S. 3-8 (+ Anhang mit Alterswertfaktorentafel).

Walsh, R.G., J.B. Loomis & R.A. Gillman (1984): Valuing Option, Existence and Bequest Demands for Wilderness. Land Economics 60: 14-29.

Weiger, H. (1993): Zum geplanten Ausbau der unteren deutschen Donau. Natur und Landschaft 68: 165-172.

Whiteman, A. (1991): The Effect of Unpriced Costs and Benefits on the Rate of Return to Forestry in Eastern England. In V. Bergen et al. (Hrsg.), S. 248-253.

Wibe, S. (1992): Sweden. In S., Wibe & T. Jones (Eds.): Forests: Market and Intervention Failures. Five Case Studies. London (Earthscan), S. 58-89.

Willis, K.G. (1990): Valuing NonMarket Wildlife Commodities: an Evaluation and Comparison of Benefits and Costs. Applied Economics 22: 13-30.

Willis, K. (1991): The Recreation Value of the Forestry Commission Estate. Scottish Journal of Political Economy. 38: 58-75.

Willis, K.G. & J.F. Benson (1988): Valuation of Wildlife: a Case Study on the Upper Teesdale Site of Special Scientific Interest and Comparison of Methods in Environmental Economics. In R.K. Turner (Ed.): Sustainable Environmental Management. London Boulder (Belhaven Press and Westview Press), S. 243-264.

Willis, K.G. & J.F. Benson (1988a): Financial and Social Costs of Management Agreements for Wildlife Conservation in Britain. Journal of Environmental Management 26: 43-63.

Willis, K.G. & J.F. Benson (1989): Recreational Values of Forests. Forestry 62: 93-110.

Willis, K.G. & G. Garrod (1991): An Individual Travel Cost Method of Evaluating Forest Recreation. Journal of Agricultural Economics 42: 33-42.

WWF (1991): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben auf dem Gebiet des Naturschutzes. "Naturnahe Auenwälder am Oberrhein. Möglichkeiten der Renaturierung und naturnahen Bewirtschaftung". Zwischenbericht II. Rastatt, 40 S.

Zahlheimer, W.A. (1991): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Mündungsgebiet der Isar. Natur und Landschaft 66: 38-46.

Anhang A: Expertenbefragung, Ergebnisse und Fragebogen

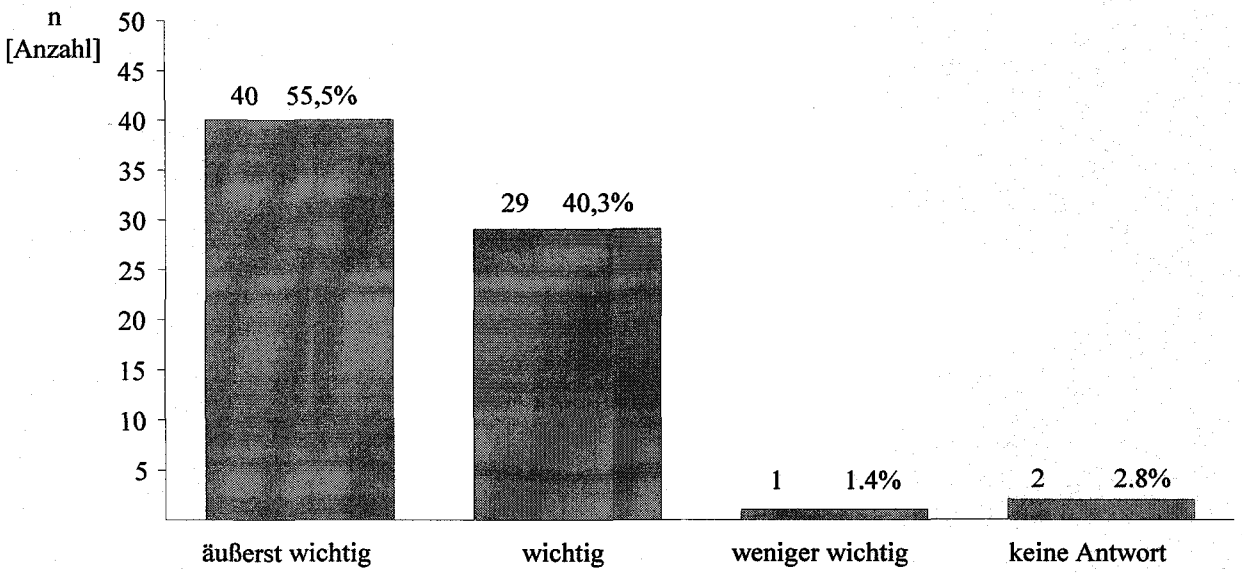
In der Absicht, die Meinung von Experten der Fachgebiete Zoologie, Botanik, Pflanzenbiologie, Landschaftspflege, Landschaftsplanung, Wasserbau und Umweltökonomie zu erfahren, wurden anhand von Vorlesungsverzeichnissen der deutschsprachigen Schweiz, Österreichs, Baden Württembergs und Bayerns 303 Adressen erfaßt. Die Auswahl der Fachgebiete erfolgte bewußt. Innerhalb der Fachgebiete wurde, wiederum bewußt, nach der Relevanz der Lehr- und Forschungsinhalte ausgewählt, wobei alle der vorliegenden Thematik fernliegenden Bereiche ausgeschieden wurden, wie z.B. "Ökologie der Tropen". Damit erschien der Kreis der Experten und Expertinnen mit Kompetenz für das Problem sinnvoll abgegrenzt.

Mit Hilfe eines Zufallgenerators wurden aus dieser bewußten Stichprobe wiederum 120 Adressaten ermittelt, an die Anfang September 1993 ein Fragebogen verschickt wurde. Diese erhielten Mitte Oktober ein Erinnerungsschreiben mit dem Ergebnis, daß bis Mitte November 72 Antwortfragebögen eingingen. Die Grundgesamtheit reduzierte sich auf 114, da einige der Fragebögen nicht zustellbar waren. Die Antwortstichprobe umfaßt daher 63,16% der Grundgesamtheit von 114.

Bitte stellen Sie sich am Unterlauf eines der großen Voralpenflüsse einen Auwald von mehreren hundert Hektar vor. Er werde wie nur noch wenige regelmäßig überschwemmt. Obwohl er größtenteils mit Kulturpappeln bestanden ist, enthält er umfangreiche naturnahe Elemente und ist u.a. Lebensstätte zahlreicher gefährdeter Pflanzen- und vor allem Tierarten. Stellen Sie sich nun bitte vor, man erwäge, finanzielle Mittel bereitzustellen, um die ökologische Qualität des Auwalds noch beträchtlich zu heben. Im Zentrum stehe die Extensivierung oder sogar Aufgabe der Pappelkulturen, damit sich wieder eine weithin unbewirtschaftete Weichholzaue mit allen Begleitstadien einstellen kann. Bitte beantworten Sie folgende Fragen:

Frage 1:
Die Entwicklung eines Auwaldes in der geschilderten Art und Weise ist meiner Auffassung nach:

Abb. 1



Wie Abb. 1 veranschaulicht, halten der überwiegende Teil der Befragten, 40 von 72 oder 55,5%, eine Entwicklung des Auwaldes in der geschilderten Weise für äußerst wichtig. Unter Vernachlässigung der Adressaten, welche Frage 1 unbeantwortet ließen und demjenigen, dem das dargestellte Szenario weniger wichtig erscheint, bleibt festzuhalten, daß nahezu alle Befragten eine ökologische Entwicklung des Auwaldes befürworten würden.

Frage 2:
Seit Jahren finanziert der Staat Extensivierungsprogramme in der Landwirtschaft. Charakteristisch sind z.B. Ackerrandstreifen- und Feuchtwiesenprogramme mit jährlichen Fördersummen um 500 - 1 000 DM pro Hektar. Sehen Sie bitte einmal von gewissen Mängeln mancher Programme ab und haben Sie nur die im Auge, welche gute Erfolge zeigen. Mit welcher Summe sollte der Staat im Vergleich dazu Ihrer Meinung nach den oben beschriebenen Auwald fördern?

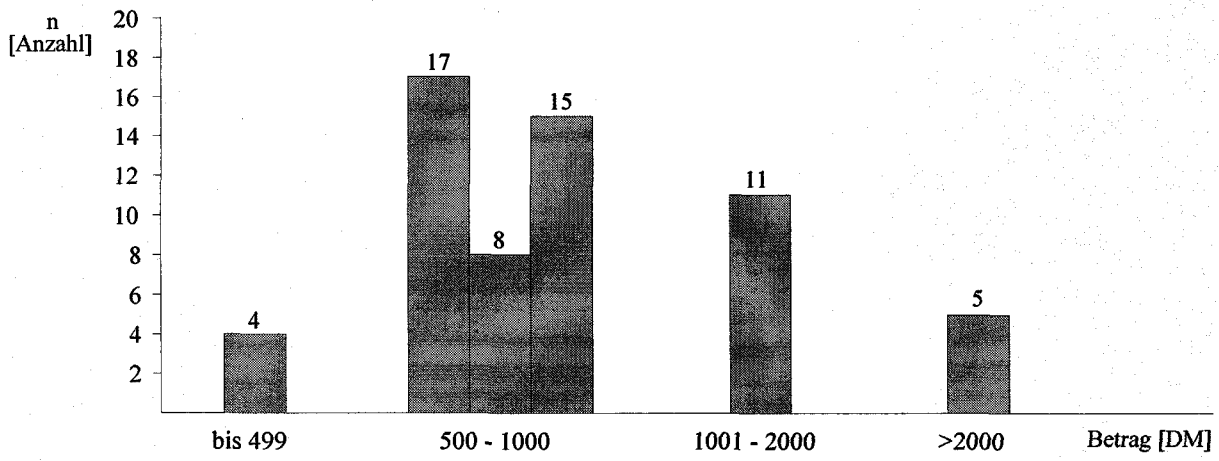
Frage 2 wurde von 60 der 72 Adressaten beantwortet. Folgende statistische Daten konnten ermittelt werden:

Mittelwert:	1285,- DM
Maximum:	1000,- DM
Minimum	100,- DM

Der maximale und der minimale Betrag wurden jeweils einmalig genannt. Besonderes Augenmerk verdient die Tatsache, daß 40 d.h. 2/3 der Befragten einen Betrag zwischen 500,- DM und 1000,- DM als staatliche Fördersumme für die Auwaldentwicklung angeben. Es ist zu vermuten, daß sich hier am Vorgabewert der Fragestellung orientiert wurde. Der Mittelwert mit 1285,- DM liegt jedoch oberhalb des in Frage 2 vorgegebenen Bereiches. Neben dem Maximumwert von 10000,- DM beeinflussen die jeweils einmal angegebenen Fördersummen in Höhe von 5000,- DM und 6000,- DM das Ergebnis. Werden diese Förderbeträge mit nur 1000,- DM berücksichtigt , so sinkt der Mittelwert auf 985,- DM.

Eine Häufigkeitsverteilung wird in Abb. 2 dargestellt.

Abb. 2



Die genannten Fördersummen, die der Staat jährlich für die ökologische Entwicklung des Auwaldes aufbringen sollte, verteilen sich schwerpunktmäßig auf den in der Fragestellung vorgegebenen Bereich von "500-1000,- DM" und auf den nächsthöheren Bereich von "1001-2000,- DM". Der Vorgabebereich ist aufgrund seiner quantitativen Bedeutung graphisch differenzierter dargestellt. 17 der Befragten nennen als mögliche Fördersumme die untere Bereichsgrenze von 500,- DM. Demgegenüber orientieren sich 15 Personen am vorgegebenen Wert von 1000,- DM. 8 Adressaten nennen nicht die Randbeträge, sondern wiederholen entweder die Vorgabe von "500-1000,- DM" oder sie geben das entsprechende arithmetische Mittel von "750,- DM" als Fördersumme an.

Dem angrenzenden Bereich von "1001-2000,- DM" sind 11 Antwortfragebögen zuzuordnen. Der hier am häufigsten genannte Betrag liegt bei 2000,- DM. Nur 5 Adressaten sind der Ansicht, daß der Staat den Auwald mit einer noch höheren Summe fördern sollte; doch werden in 3 Fällen Beträge von 5000,- DM und mehr genannt. Der Anteil der Befragten, die eine Förderung von weniger als 500,- DM befürworten, ist vergleichstweise gering.

Im Hinblick auf das Gesamtergebnis bleibt festzuhalten, daß die Mehrheit der Adressaten die Notwendigkeit staatliche Förderprogramme zur Entwicklung des Auwaldes mindestens ebenso hoch bewerten wie die der bereits vorhandenen Extensivierungsprogramme in der Landwirtschaft.

Frage 3:
Versetzen Sie sich bitte in Gedanken in eine Lage, in der Sie mit eigenen finanziellen Beiträgen die ökologische Entwicklung des Auwalds fördern könnten - etwa indem ein ausgewiesener Naturschutzverband, dessen Mitglied Sie wären, ihn unterhielte. Kreuzen Sie bitte eine der folgenden Aussagen an und tragen Sie ggf. einen Betrag ein.

Von den insgesamt 70 Befragten, die diese Frage beantworteten, hat keine Person Antwort A: "Ich interessiere mich nicht für den Auwald-Biotop und wäre nicht bereit, eigene finanzielle Beiträge zu leisten" angekreuzt. 33 der Befragten sind der Auffassung, daß eine finanzielle Förderung von anderen oder dem Staat erbracht werden sollte (Antwort B). 34 der Adressaten, das sind mehr als die Hälfte, wären bereit, monatlich für eine derartige Maßnahme zu spenden (Antwort C). Der durchschnittliche Spendenbetrag pro Monat beläuft sich auf 25,29 DM. Der maximale Spendenbetrag liegt bei 100,- DM, der niedrigste bei 5,- DM monatlich.

Zwei der unter "sonstiges" erfaßten Personen sind bereit, einen einmaligen Betrag von jeweils 200,- DM zu spenden. Aus dieser Gruppe würde einer diesen finanziellen Beitrag nur leisten, wenn der Auwald in der Nähe seines Wohnortes wäre, d.h. die Spendenbereitschaft ist erlebnisbezogen (Erlebniswert). Desweiteren ist unter "sonstiges" ein Antwortfragebogen erfaßt, indem der oder die Verfasserin als zusätzliche Antwort D: "Ich interessiere mich für den Auwald und bin dennoch nicht bereit, eigene, staatliche, Beiträge zu spenden" vorgibt und ankreuzt.

Abb. 3

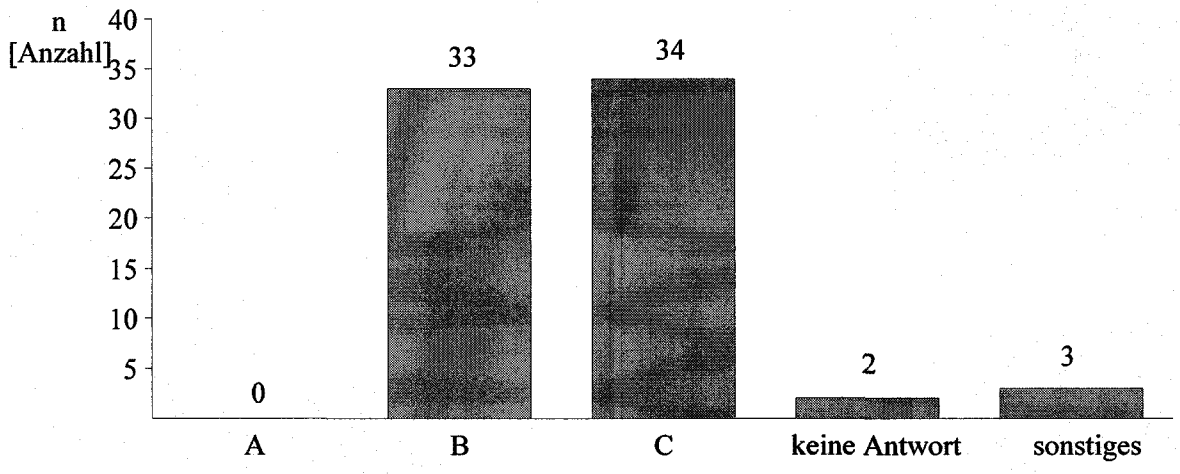
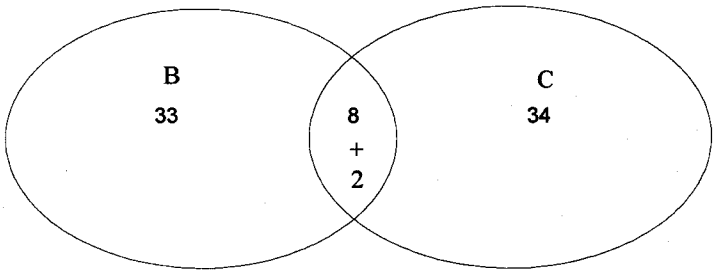


Abb. 4



Von den 34 Personen, die bereit wären, monatlich zu spenden, sind 8 der Auffassung, daß auch andere oder der Staat die ökologische Entwicklung des Auwaldes finanziell fördern sollten. Es ist zu vermuten, daß hier in erster Linie an eine staatliche Förderung gedacht wird; 5 der 8 Befragten, die beide Antworten angekreuzt haben, machen dies durch zusätzliche Bemerkungen deutlich. Auch bei 2 der unter "sonstiges" erfaßten Fragebögen liegt eine Kombination von Antwort A und B vor.

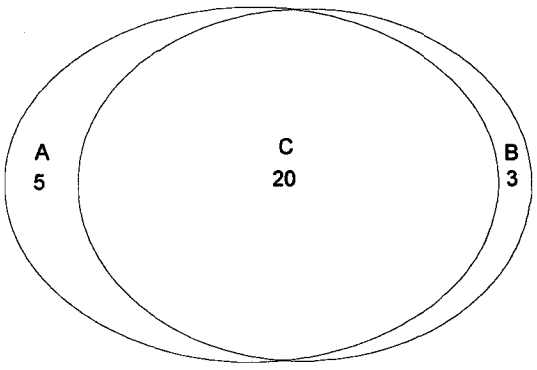
Frage 4:
Gründe für die eigene Spende zur finanziellen Förderung des Auwaldes

Bei der Auswertung dieser Frage wurden nur die 34 Adressaten berücksichtigt, die bereit sind, monatlich für eine ökologischen Entwicklung des Auwaldes zu zahlen. Diejenigen, die der Ansicht sind, daß der Staat oder andere Personen bzw. Gruppen für die finanzielle Förderung aufkommen sollten, wurden durch Hinweis im Fragebogen aufgefordert, Frage 4 zu überspringen.

Den vorgegebenen Antworten aus Frage 4 lassen sich zwei Wertbegriffe zuordnen. Antwort 1 zielt auf den Existenzwert, d.h. der oder die Befragte mißt durch seine Spende dem Auwald einen entsprechenden Wert zu, auch ohne einen unmittelbaren Nutzen aus dem Biotop, z.B. durch einen Besuch desselben, zu ziehen. Die finanzielle Förderung des Auwaldes erfolgt um seiner selbst willen. Antwort 2 entspricht dem Optionswert. Die Zahlungsbereitschaft ist vor allem darauf zurückzuführen, daß die befragte Person eine ökologisch wertvolle Auenlandschaft persönlich attraktiv findet und sich zukünftige Nutzungsmöglichkeiten, beispielsweise für Erlebnis- und Forschungszwecke, sichern will. Antwort 3 schließlich gibt vor, daß beide Aspekte nicht zu trennen sind, und daß der Auwald und sein Artenbestand sowohl aus moralischen Gründen um seiner selbst willen als auch zur Sicherung späterer Nutzungsmöglichkeiten erhalten werden sollte.

Folgende Daten wurden ermittelt:
A: nur Existenzwert: 5
B: nur Optionswert: 2
C: beide Aspekte: 20
keine Antwort: 3

Abb.5



Es wird deutlich, daß für den größten Teil der Befragten beide Aspekte, der Existenzwert und der Optionswert, nicht zu trennen sind.

Frage 5:
Schätzen Sie bitte grob, wieviel Zeit Sie pro Jahr in der freien Natur zubringen, um diese zu genießen oder auch zu erforschen - auf Spaziergängen, Wanderungen, Beobachtungen, Exkursionen usw. Bitte drücken Sie ggf. Tage oder Wochen in Stunden aus.

Frage 5 wurde insgesamt von 69 der Personen beantwortet. Die Zeit, die die Befragten in der freien Natur zubringen, reicht von dem Minimumwert von 20 Stunden pro Jahr bis zu dem Maximumwert von 2000 Stunden pro Jahr. Der Mittelwert liegt bei 482 Stunden. In einzelnen Fällen wurden die Zeitangaben in Wochen pro Jahr ausgedrückt. Hier wurden die Angaben mit 7 Tagen à 10 Stunden pro Tag umgerechnet.

Frage 6:
Schätzen Sie bitte grob, wieviel Geld (für Anfahrten, ggf. Ausrüstung) Sie dafür jährlich aufwenden.

Einer kurzen Interpretation vorgreifend, seien folgende statistische Daten genannt, die anhand 56 beantworteter Fragebögen ermittelt werden konnten:

Mittelwert:	2051,- DM
Maximum:	15000,- DM
Minimum:	50,- DM

Die Auswertung der Frage 6 läßt mehrere Erklärungsansätze zu. So könnte beispielsweise im Maximalbetrag von 15000 DM eine kostenintensive Urlaubsreise oder Ausrüstung enthalten sein,

andere Personen berücksichtigen u. U. anfallende Reisekosten, Ausrüstungsgegenstände etc. nicht.

Frage 7:
Eine Naturschutz-Organisation, von deren Kompetenz Sie überzeugt sind, möge an Sie herantreten und um eine Spende für ein Biotop-Entwicklungsprogramm zugunsten des Blaukehlchens bitten. Von diesem Vogel gibt es in Süddeutschland nur noch wenige hundert Brutpaare. Wieviel würden Sie spontan spenden?

Als Antwortvorgaben sollte sowohl ein Einmalbetrag als auch eine monatliche Spende über einen Zeitraum von 5 Jahren angegeben werden. Auf diesen Punkt wurde jedoch nicht ausdrücklich hingewiesen, mit der Folge, daß die Antwortvorgaben größtenteils als Alternative interpretiert wurden: Nur 5 von 63 Befragten haben die Fragestellung im eigentlichen Sinne beantwortet.

Ziel dieser Fragestellung war es zu zeigen, daß die Summe der monatlichen Spenden aufgrund der Nichtberücksichtigung des relativ langen Zeitraumes den genannten Einmalbetrag weit übersteigt. Zwar konnte die Hypothese infolge der beschriebenen Fehlinterpretation der Fragestellung nicht getestet werden; doch zeigen bereits die 5 verwertbaren Antworten, daß eine im Zeitkontext erforderliche Diskontierung nicht angewandt wird. Eine einzige Antwort läßt die Vermutung zu, daß zumindest der Zeitraum von 5 Jahren berücksichtigt wurde.

Bemerkenswert ist, daß bis auf eine Ausnahme alle Adressaten, die alternativ geantwortet haben, einen einmaligen Spendenbetrag angegeben. Das läßt darauf schließen, daß die Bereitschaft, einmalig einen höheren Betrag zu spenden, größer ist, als über einen Zeitraum von 5 Jahren das geschilderte Biotop-Entwicklungsprogramm finanziell zu fördern.

Aus der Summe der Einmal-Beträge lassen sich folgende statistische Werte zur Spendenbereitschaft für ein Biotop-Entwicklungsprogramm zugunsten des Blaukehlchens ermitteln.

Mittelwert:	101,- DM
Maximum:	500,- DM
Minimum:	10,- DM

Diese Werte beinhalten auch die Angaben der 5 Adressaten, die beide Antwortvorgaben berücksichtigt haben. Die einzige Person, die bereit wäre, 5 Jahre lang monatlich zu spenden, gibt einen Betrag von 50,- DM an.

Frage 8:
Wieviel sollte jeder Durchschnittsverdiener in Deutschland, Österreich und der Schweiz Ihrer Meinung nach für die Erhaltung und Wiederherstellung ökologischer Vielfalt in Mitteleuropa übrig haben - insbesondere zur Verhinderung des Aussterbens von Arten?

Auch bei Frage 8 wurden 2 Antworten vorgegeben, in die die Adressaten Geldbeträge einzusetzen hatten. Zum einen wurde nach dem monatlichen Betrag gefragt, den jeder Durchschnittshaushalt für Erhaltung und Wiederherstellung ökologischer Vielfalt aufwenden sollte, zum anderen nach einem Betrag, den die Befragten selbst monatlich für diesen Zweck spenden würden. Abgesehen von den 4 Antwortfragebögen mit nur einer Angabe wurden für beide Vorgaben entsprechende Beträge genannt.

Mittelwert:	26,- DM	(Durchschnittshaushalt)	55,- DM	(Experten)
Maximum:	100,- DM	"	300,- DM	"
Minimum:	0,- DM	"	5,- DM	"

Ein haushaltsbezogener Finanzierungsbetrag wurde von 56 Adressaten eingesetzt. Die genannten finanziellen Aufwendungen für die Haushalte variieren zwischen maximal 100,- DM monatlich pro Durchschnitts-Haushalt und einem Betrag von 0,- DM. Die Person, die die Auffassung vertritt, daß nicht die Haushalte für die Erhaltung und Wiederherstellung der Artenvielfalt finanziell aufkommen sollten, würde aber selbst spenden. Der Mittelwert liegt bei rund 26,- DM.

57 Personen erklären sich bereit, einen eigenen finanziellen Beitrag zu leisten, wenn die vorgesehenen Maßnahmen überzeugen. Der maximale Betrag, der monatlich für die Erhaltung ökologischer Vielfalt eingesetzt würde, beträgt 300,- DM. Drei der Befragten wären immerhin noch bereit, monatlich den Minimalbetrag von 5,- DM zu zahlen. Der Durchschnittswert liegt bei rund 55,- DM. Die Experten, in der Regel ökologisch interessierte Menschen, würden im Monat durchschnittlich doppelt so viel zu spenden, wie sie selbst den Haushalten zumuten.

Frage 9:
Was sagen Sie zu folgender Aussage: Mit Geld kann man im Naturschutz vielleicht manches erreichen, aber andere Umorientierungen sind viel wichtiger.

Folgende Antworten waren vorgegeben:

A: Ich stimme der Aussage nicht zu. Letztlich hängt doch alles vom Geld ab.
B: Ich stimme voll zu. Die drei wichtigsten Dinge, welche sich zugunsten der Natur ändern müßten, sind der Reihenfolge nach:
C: Es liegt sowohl am Geld als auch an anderen Dingen, nämlich:

Nur 6 der Adressaten sind der Auffassung, daß allein mit Geld im Naturschutz etwas zu bewegen sei. Insgesamt 63 der Befragten haben Antwort B oder C bzw. A+C oder B+C angekreuzt und Dinge aufgelistet, die sich neben der finanzieller Förderung des Naturschutzes zugunsten der Natur ändern müßten. Aus den sehr unterschiedlichen Antworten werden nachfolgend einige Vorschläge aufgeführt, die sich in ihrem Aussagegehalt wiederholen und sich daher unter einem Oberbegriff zusammenfassen lassen.

1. Umweltorientierte nachhaltige Wirtschaftsweise
Nach Ansicht der Befragten ist es notwendig, daß sich im Bereich der Wirtschaft sehr viel ändert. Es müßte eine Umorientierung von der wachstumsbezogenen zu einer umweltverträglichen Wirtschaftsweise erfolgen. Neben dieser allgemeinen Wachstumskritik beziehen sich die konkreten Vorschläge insbesondere auf die Internalisierung externer Kosten der Umweltnutzung sowie auf die Extensivierung der Land- und Forstwirtschaft. Ferner sollte die Nutzung der natürlichen Ressourcen optimiert, nicht wie bisher maximiert werden.

2. Politische Umorientierung im Sinne des Naturschutzes
Die politischen Prioritäten müßten sich zugunsten des Natur- und Umweltschutzes ändern. Angeführt werden u.a. eine umweltbezogene Steuer- und Subventionspolitik. Bei der Schaffung umweltpolitischer Rahmenbedingungen wird vor allem der Umweltgesetzgebung ein hoher Stellenwert eingeräumt. Die Zielvorgaben z.B. das Verursacherprinzip sollten konsequenter eingehalten und Umweltstraftaten sollten höher geahndet werden. Eine sehr weitgehende Forderung ist, daß auch nicht-menschliches Leben als Rechtssubjekt geschützt werde.

3. Die Beziehung Mensch-Natur
Als dringend erforderlich wird von den meisten Befragten ein Bewußtseins- und Wertewandel innerhalb der Bevölkerung angesehen. Es sei wichtig, daß sich die Einstellung des Menschen zur Natur ändert. Die Bevölkerung müßte den Wert einer sauberen Umwelt und vielfältiger Naturlandschaften erkennen und ihr Verhalten den Erfordernissen des Natur- und Umweltschutzes anpassen. Der als notwendig erachtete Wertewandel innerhalb der Gesellschaft konkretisiert sich in der Aussage, daß eine Umorientieung von materiellen Anspruchsdenken hin zu einer umweltorientierten Lebensweise zu erfolgen habe.

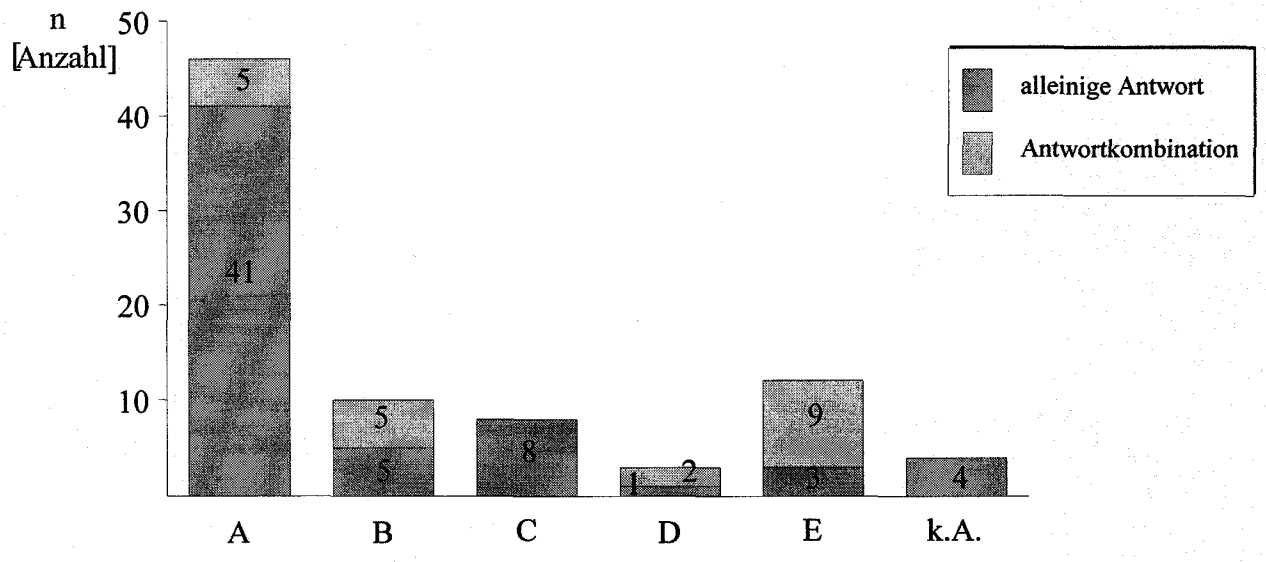
4. Erziehung zu einem besseren Naturverständnis und mehr Umweltbewußtsein
Überraschend viele der Interviewten sehen im Bereich der Erziehung und Aufklärung (vor allem der Kinder, aber auch der Erwachsenen) eine Möglichkeiten, langfristig etwas im Sinne des Naturschutzes zu erreichen. Neben der schulischen Erziehung wird die Vorbildfunktion der Eltern herausgestellt. Über die pädagogische Ebene hinaus, wird eine bessere Informationspolitik gefordert, um den Informationsstand von Bürgern und Politikern in Fragen des Umwelt und Naturschutzes zu erhöhen.

5. Verbesserte Bedingungen für den Naturschutz
Neben einer verstärkten finanziellen Förderung des Naturschutzes wird ein Ausbau der Arbeitsplätze im Bereich des Umwelt- und Naturschutzes vorgeschlagen.

Frage 10:
Was sagen Sie zu folgenden Forderungen: Mindestens ein größerer Voralpenfluß sollte vollständig entreguliert werden und wieder wie früher fließen. Die Gesellschaft sollte die dabei auftretenden Kosten (Verzicht auf Stromgewinnung, ggf. Schiffahrt, überschwemmungsfreies Gelände u.a.) tragen. Wir brauchen mindestens ein Beispiel eines größeren Wildflusses, der wieder Alpenschwemmlinge herabführt, Kiesbänke aufschüttet und verlagert, sich seinen Weg selbst sucht usw.

Es wurden folgende Antworten vorgegeben:
A: Entgegen allen Widerständen sollte konkret versucht werden, diese Forderung umzusetzen.
B: Die Forderung ist so unrealistisch, daß es nicht lohnt, sich konkret für sie einzusetzen. Wir müssen uns mit kleinen Fortschritten begnügen.
C: Die Forderung ist nicht unterstützenswert, weil die früheren Zustände selbst mit so radikalen Maßnahmen nicht wiederhergestellt werden könnten.
D: Die Forderung ist nicht unterstützenswert, weil der gegenwärtige Zustand der Voralpenflüsse ökologisch nicht so schlecht ist wie oft behauptet.
E: Es gibt ökologisch andere Dinge, die wichtiger sind.

Abb. 6



Die Abb. 6 zeigt deutlich, daß weit mehr als die Hälfte der Befragten die dargelegte Forderung positiv bewerten. Neben den 41 Adressaten, die sich eindeutig für Antwort A, d.h. für eine vollständige Entregulierung eines großen Voralpenflusses aussprechen, sind weitere 5 Personen

der Auffassung, daß es zwar ökologisch wichtigere Dinge gibt, daß aber dennoch eine derartige Renaturierung eines Alpenflusses durchgesetzt werden sollte. Der prozentuale Anteil von etwa 57% erhöht sich bei Berücksichtigung der kombinierten Antworten aus I und V (helle Fläche) auf 64%.

Die anderen Antworten und Kombinationen besitzen in Anbetracht des eindeutigen Votums für die dargestellten Maßnahmen geringeres Gewicht. Unter Berücksichtigung der Mehrfachantworten halten nur 12,5% der Befragten die Forderung für unrealistisch (Antwort B), und rund 11% sind der Meinung, daß die früheren Zustände nicht wiederherstellbar sind (Antwort C). Lediglich 3 Personen sind davon überzeugt, daß der gegenwärtige Zustand der Voralpenflüsse nicht so schlecht ist wie oft behauptet (Antwort D).

Publikationen des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung

Das IÖW veröffentlicht die Ergebnisse seiner Forschungstätigkeit in einer Schriftenreihe, in Diskussionspapieren sowie in Broschüren und Büchern. Des Weiteren ist das IÖW Mitherausgeber der Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“, die allvierteljährlich im oekom-Verlag erscheint, und veröffentlicht den IÖW-Newsletter, der regelmäßig per Email über Neuigkeiten aus dem Institut informiert.

Schriftenreihe/Diskussionspapiere

Seit 1985, als das IÖW mit seiner ersten Schriftenreihe „Auswege aus dem industriellen Wachstumsdilemma“ suchte, veröffentlicht das Institut im Eigenverlag seine Forschungstätigkeit in Schriftenreihen. Sie sind direkt beim IÖW zu bestellen und auch online als PDF-Dateien verfügbar. Neben den Schriftenreihen veröffentlicht das IÖW seine Forschungsergebnisse in Diskussionspapieren – 1990 wurde im ersten Papier „Die volkswirtschaftliche Theorie der Firma“ diskutiert. Auch die Diskussionspapiere können direkt über das IÖW bezogen werden. Informationen unter *www.ioew.de/schriftenreihe_diskussionspapiere*.

Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“

Ausgabe 2/2010

Das IÖW gibt gemeinsam mit der Vereinigung für ökologische Wirtschaftsforschung (VÖW) das Journal „Ökologisches Wirtschaften“ heraus, das in vier Ausgaben pro Jahr im oekom-Verlag erscheint. Das interdisziplinäre Magazin stellt neue Forschungsansätze in Beziehung zu praktischen Erfahrungen aus Politik und Wirtschaft. Im Spannungsfeld von Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft stellt die Zeitschrift neue Ideen für ein zukunftsfähiges, nachhaltiges Wirtschaften vor. Zusätzlich bietet „Ökologisches Wirtschaften online“ als Open Access Portal Zugang zu allen Fachartikeln seit der Gründung der Zeitschrift 1986. In diesem reichen Wissensfundus können Sie über 1.000 Artikeln durchsuchen und herunterladen. Die Ausgaben der letzten zwei Jahre stehen exklusiv für Abonnent/innen zur Verfügung. Abonnement unter: *www.oekom.de*.

IÖW-Newsletter

Der IÖW-Newsletter informiert rund vier Mal im Jahr über Neuigkeiten aus dem Institut. Stets über Projektergebnisse und Veröffentlichungen informiert sowie die aktuellen Termine im Blick – Abonnement des Newsletters unter *www.ioew.de/service/newsletter*.

Weitere Informationen erhalten Sie unter *www.ioew.de* oder Sie kontaktieren die

IÖW-Geschäftsstelle Berlin
Potsdamer Straße 105
10785 Berlin
Telefon: +49 30-884 594-0
Fax: +49 30-882 54 39
Email: *vertrieb(at)ioew.de*

i ö w INSTITUT FÜR ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

GESCHÄFTSTELLE BERLIN
MAIN OFFICE
Potsdamer Straße 105
10785 Berlin
Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0
Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG
HEIDELBERG OFFICE
Bergstraße 7
69120 Heidelberg
Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0
Fax: + 49 – 6221 – 270 60

mailbox@ioew.de
www.ioew.de