

Gutachten-Vorstudie
Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von
HNV-Grünland (High Nature Value Grassland)
Abschlussbericht

Bearbeitende Institution:

Institut für Sozioökonomie

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.

BearbeiterInnen:

Dr. Bettina Matzdorf (Projektleitung)

Michaela Reutter

Christian Hübner



Gutachten-Vorstudie

Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland

(High Nature Value Grassland)

Auftraggeber:

Bundesamt für Naturschutz (BfN)

Auftragnehmer:

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Müncheberg
Institut für Sozioökonomie

Beraterin/Berater:

Dr. Bettina Matzdorf (Projektleitung)

Tel.: 033432/82-150

E-Mail: matzdorf@zalf.de

Michaela Reutter

Tel.: 033432/82-358

E-Mail: reutter@zalf.de

Christian Hübner

Tel.: 033432/82-193

E-Mail: Christian.Huebner@zalf.de

Wir danken Joachim Kiesel und Karla Grüning für die Unterstützung bei den räumlichen Analysen sowie allen beteiligten Experten für die hilfreichen Diskussionen und Hinweise.

Müncheberg, Juni 2010

Inhalt

1	Einleitung und Zielstellung	1
2	Anwendung des Ecosystem-Service-Konzepts auf die aktuelle Fragestellung.....	2
3	Monetäre Bewertung von Ecosystem Services und Biodiversität.....	6
3.1	Total Economic Value.....	6
3.2	Methoden der monetären Bewertung von Ecosystem Services	7
4	Untersuchungsgegenstand	11
4.1	Grünland in Deutschland.....	11
4.2	High-Nature-Value (HNV) Grünland	14
4.2.1	Definition	14
4.2.2	Erhebung	15
4.2.3	Aktuelle Verbreitung.....	15
5	Methodisches Vorgehen.....	16
5.1	Identifikation der Umweltleistungen von HNV-Grünland.....	16
5.2	Berechnung des Mengengerüsts.....	17
5.3	Quantifizierung der Leistung (Kapazität) ausgewählter Umweltleistungen.....	18
5.4	Ökonomische Bewertung der Umweltleistungen.....	19
6	Umweltleistungen des HNV-Grünlandes	20
6.1	Umfang HNV-Grünland auf der Ebene der standortökologischen Raumgliederung	20
6.2	Potenzielle Umweltleistungen des HNV-Grünlandes im Vergleich zu relevanten Landnutzungsoptionen	22
6.2.1	Relevante Landnutzungsänderungen.....	22
6.2.2	Überblick wesentlicher potenzieller Umweltleistungen	24
6.3	Überblick über die näher betrachteten Umweltleistungen	30
6.4	Biodiversität – gemessen an der Artenvielfalt	31
6.4.1	Qualitative Beschreibung	31
6.4.2	Quantifizierung.....	32
6.4.3	Monetarisierung	32
6.5	Wasserqualität – gemessen an der Verminderung von Stickstoffimmissionen in Grund- und Oberflächengewässer.....	34
6.5.1	Qualitative Beschreibung	34
6.5.2	Quantifizierung.....	35
6.5.3	Monetarisierung	37
6.6	Klimaregulation – gemessen an der Verminderung der Freisetzung von Kohlenstoffemissionen.....	39
6.6.1	Qualitative Beschreibung	39
6.6.2	Quantifizierung.....	39
6.6.3	Monetarisierung	42
6.7	Produktionsleistung.....	43
7	Diskussion und Ausblick.....	44
8	Literatur inklusive der Studien zur Zahlungsbereitschaftsanalyse	46
9	Anhang	55

Abbildungen

Abbildung 1:	Konzeptioneller Zusammenhang zwischen Zwischen- und Endleistungen sowie die Abhängigkeit des Nutzens von menschlichen Leistungen	4
Abbildung 2:	Überblick über Wertekategorien im Rahmen des TEV-Konzeptes.....	6
Abbildung 3:	Methoden der ökonomischen Bewertung	8
Abbildung 4:	Verteilung Wiesen und Weiden.....	12
Abbildung 5:	Entwicklung des Rinderbestands.....	14
Abbildung 6:	Anteil HNV-Grünland am Grünland gesamt.....	16
Abbildung 7:	Auswahl der im Rahmen der Vorstudie betrachteten Umweltleistungen von HNV-Grünland	17
Abbildung 8:	Standortökologische Raumgliederung Deutschlands	19
Abbildung 9:	Dichte an HNV-Grünland innerhalb der standortökologischen Einheiten.....	21
Abbildung 10:	Einfluss der Nutzung auf die Nitratgehalte im Grundwasser für Deutschland	35
Abbildung 11:	Mittlerer Verlust C_{org} (t/ha) bei der Umwandlung von Grünland in Ackerland	41
Abbildung 12:	Freisetzung von CO_2 bei der Umwandlung von 5% des regionalen HNV-Grünlands in Ackerland.....	41
Abbildung 13:	Geografische Übersicht zu direkten Nachfragebewertungen mit Grünlandbezug für Deutschland.....	58

Tabellen

Tabelle 1:	Umfang an HNV-Grünland in Deutschland	20
Tabelle 2:	Umfang der Lebensraumtypen	22
Tabelle 3:	Relevante Landnutzungsoptionen für aktuelles HNV-Grünland.....	24
Tabelle 4:	Wesentliche Umweltleistungen von HNV-Grünland sowie Möglichkeiten zu deren Quantifizierung und Monetarisierung.....	26
Tabelle 5:	Umweltleistung des HNV-Grünlandes auf trockenen Standorten gegenüber veränderter Landnutzung	28
Tabelle 6:	Umweltleistung des HNV-Grünlandes auf frischen Standorten gegenüber veränderter Landnutzung	29
Tabelle 7:	Umweltleistung des HNV-Grünlandes auf feuchten Standorten (Flussauen und Moore) bei veränderter Landnutzung	30
Tabelle 8:	Spannen der zusätzlichen N-Fracht im Sickerwasser bei unterschiedlichen Landnutzungsoptionen.....	37
Tabelle 9:	Kosten für die Vermeidung der N-Fracht bei unterschiedlichen Landnutzungsoptionen für das HNV-Grünland in Deutschland	38
Tabelle 10:	Freisetzung von CO_2 bei der Umwandlung von HNV-Grünland in Ackerland auf der Ebene von Deutschland*	42
Tabelle 11:	Kosten für die Vermeidung der Freisetzung von CO_2 bei einer Umwandlung von HNV-Grünland in Ackerland auf der Ebene von Deutschland*	43
Tabelle 12:	Kennartenliste für HNV-Grünland in Deutschland	55
Tabelle 13:	Hochrechnung des HNV-Anteils (16,8 %) anhand unterschiedlicher Datenquellen	56
Tabelle 14:	Expertenliste für die Identifizierung und Messung der Umweltleistungen	57
Tabelle 15:	Übersicht direkte Nachfragebewertungen in Deutschland mit Grünlandbezug	60

1 Einleitung und Zielstellung

Aktuell erfährt das Thema Ökosystemdienstleistungen unter der englischen Bezeichnung Ecosystem Services international verstärkte Aufmerksamkeit. Aufbauend auf dem breiten Widerhall des Millennium Ecosystem Assessment Report (2003, 2005) wurde der Ansatz aktuell noch einmal verstärkt im Zusammenhang mit dem Biodiversitätsschutz in die politische Diskussion gebracht (TEEB 2009). Im Juni 2010 hat die UN eine Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) ins Leben gerufen, die dem Konzept weiteren Vorschub leisten wird. Das Konzept ist stark mit der Frage der Identifizierung und der Bewertung von Ökosystemdienstleistungen verknüpft. Insbesondere die monetäre Bewertung der Leistungen der Natur rückt noch einmal verstärkt in den Mittelpunkt, da sie einen geeigneten Ansatz darstellt, den durch Natur entstehenden Nutzen mit einer vergleichbaren Werteinheit abzubilden und damit für Trade-off-Entscheidungen vorzubereiten. Genau darin liegt der große Vorteil monetärer Bewertungen.

Die auf Initiative Deutschlands entstandene TEEB-Studie hatte zum Ziel, für die globale Ebene einen Überblick zum gesellschaftlichen Wert der Biodiversität zu erarbeiten bzw. das vorhandene Wissen dazu zusammenzutragen. Aufbauend auf diesen Erfahrungen scheint es nur stringenter, sich dieser Fragestellung auf nationalen Ebenen zu widmen und damit die Option zu haben, genauere Aussagen für diese politisch relevante Ebene vornehmen zu können.

Die vorliegende Studie liefert dazu einen kleinen Beitrag, indem auf einen Landschaftsbestandteil fokussiert wird, der für den Erhalt der Biodiversität in der europäischen Kulturlandschaft sehr entscheidend ist – das artenreiche Grünland – erfasst als sogenanntes High-Nature-Value (HNV)-Grünland. Die besondere Rolle des artenreichen Grünlandes spiegelt sich auch in der Tatsache wider, dass ein großer Anteil dieses Grünlandes als schützenswerte Lebensräume des Anhang I im Rahmen der FFH-Richtlinie definiert ist und dieses Grünland auch für viele schützenswerte Arten der FFH-Richtlinie sowie der Vogelschutzrichtlinie relevant ist.

Besonderheit dieses Landschaftsbestandteiles ist es, dass es sich um einen genutzten Landschaftsbestandteil handelt, zu dessen Erhalt menschliche Aktivität notwendig ist. Dies macht die direkte Anwendung des Ökosystemdienstleistungsansatzes auch komplizierter.

Nicht zuletzt für eine Versachlichung der Diskussion um notwendige Maßnahmen zur Erhaltung dieser wertvollen Grünlandtypen ist es hilfreich, den vielfältigen Nutzen, der von den HNV-Grünlandflächen ausgeht, zu erfassen und nach Möglichkeit monetär zu bewerten. Auf dieser Grundlage könnten die Nutzen den Kosten für den Erhalt der Biodiversität gegenübergestellt werden, aber auch Synergieeffekte mit anderen Umweltzielen offengelegt werden. Dies dürfte insbesondere auch im Zusammenhang mit der Weiterentwicklung der zweiten Säule der europäischen Agrarpolitik von Bedeutung sein, da Agrarumweltmaßnahmen wesentliche Instrumente für den Erhalt und die Entwicklung von HNV-Grünland darstellen.

Vor diesem Hintergrund wird in dieser Vorstudie

- das Ecosystem-Service-Konzept vor dem Hintergrund der vorliegenden Fragestellung diskutiert,
- der Untersuchungsgegenstand für die weitere Bearbeitung operationalisiert (Mengengerüst),
- expertenbasiert ein Überblick zu den potenziellen Umweltleistungen (keine reinen Ökosystemdienstleistungen, vgl. Kap. 2!) erarbeitet,
- auf der Grundlage vorhandener Daten sowie räumlicher Analysen eine erste Grobabschätzung spezifischer Umweltleistungen von HNV-Grünland in Deutschland vorgenommen sowie
- methodische Ansätze und Datengrundlagen für eine detaillierte Untersuchung zu dieser Fragestellung diskutiert.

Prinzipiell wäre bei intensiverer Untersuchung der Fragestellung zu diskutieren, für welchen konkreten Zweck die Informationen genutzt werden sollen. Die von Fisher et al. (2009) hervorgehobene Bedeutung des jeweiligen politischen Kontextes für die konkrete Anwendung des Ökosystemdienstleistungskonzeptes wird von den Autoren dieser Vorstudie geteilt. „Any attempt to come up with a single or fundamental classification system should be approached with caution. Also, ecosystem services are innately linked to social systems and social decisions and therefore, the decision context for utilizing ecosystem services research is also crucial for mobilizing the ecosystem services concept“ (Fisher et al. 2009: 649).

2 Anwendung des Ecosystem-Service-Konzepts auf die aktuelle Fragestellung

Eine wesentliche Quelle des Ecosystem-Service-Konzepts entstammt der Argumentation, die im Zusammenhang mit der Etablierung der Ökologischen Ökonomie aufgekommen ist. Es basiert auf einem anthropozentrischen Zugang zur Natur. Das Ökosystem stellt demnach essentielle Leistungen für unser menschliches Wohlbefinden in Form von Gütern und Dienstleistungen bereit. Pioniere dieser Argumentation kommen überwiegend aus dem US-amerikanischen Raum (Constanza et al. 1997; Daly 1992; Daily (ed) 1997; Ehrlich and Ehrlich 1981). Dies ist in sofern von Interesse, da in den USA weniger dem integrativen Ansatz im Naturschutz gefolgt wird als vielmehr dem segregativen Ansatz. Der ES-Ansatz ist weitaus besser passfähig für Fragestellungen, die sich auf naturnahe Ökosysteme beziehen. Für viele Fragestellungen unserer europäischen Kulturlandschaft stellt die Anwendung durchaus eine Herausforderung dar, wie die folgenden Betrachtungen noch zeigen werden. Wofür ein solcher Zugang nützlich ist, hoben Goulder & Kennedy (1997) treffend hervor. Um eine rationale Wahl zwischen alternativen Nutzungen einer Landschaft oder bestimmter landschaftlicher Strukturen zu fällen, sind zwei Dinge wichtig: Welche Art von Leistungen stellt die Landschaft bereit und was ist diese Leistung wert? „The first item lies in the realm of fact; the second, the realm of value“ (Goulder & Kennedy 1997: 23).

Seit den frühen 1980er-Jahren bis heute wurde sich die Frage der Definitionen von Ökosystemdienstleistungen immer wieder neu gestellt.

Folgende Definitionen geben einen guten Überblick über diese Diskussion:

„biological underpinnings essential to economic prosperity and other aspects of our well-being“ (Daily et al. 1997)

„the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions“ (Costanza et al. 1997)

„the benefits people obtain from ecosystems.“ (MEA 2005)

„components of nature, directly enjoyed, consumed, or used to yield human wellbeing“ (Boyd & Banzhaf 2007)

“the aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to produce human well-being. The key points are that services must be ecological phenomena and that they do not have to be directly utilized” (Fisher et al. 2009).

Der Definition von Fisher et al. (2009) folgend, werden Ökosystemdienstleistungen im Rahmen dieser Vorstudie wie folgt definiert.

Ökosystemdienstleistungen sind ökosystemare Strukturen sowie Prozesse/Funktionen, sofern diese von Menschen direkt oder indirekt konsumiert werden. Ökosystemare Strukturen und Prozesse werden zu Dienstleistungen, sofern Menschen davon einen Nutzen haben. Ohne Nutznießer gibt es keine Dienstleistungen (in Anlehnung an Fisher et al. 2009).

Ökosystemdienstleistungen können als Elemente auf einer Betrachtungsebene zwischen Angebot (Strukturen und Prozesse des Ökosystems mit potenziellem Nutzen für den Menschen) und der wertbestimmten Nachfrage von Individuen nach diesem Nutzen beschrieben werden. Ersteres ist prinzipiell Untersuchungsgegenstand der Ökologie, letzteres der Ökonomie (vgl. Turner et al. 2000). Wobei bei beiden Zugängen der Nutzen für den Menschen als Wertebene auftaucht (vgl. Definitionen oben).

Dabei ist insbesondere für die Fragestellung dieser Studie zu beachten, dass der menschliche Nutzen oftmals eben auch des Inputs anderer Kapitalarten, wie menschlicher Arbeit, bedarf (vgl. Abbildung 1).

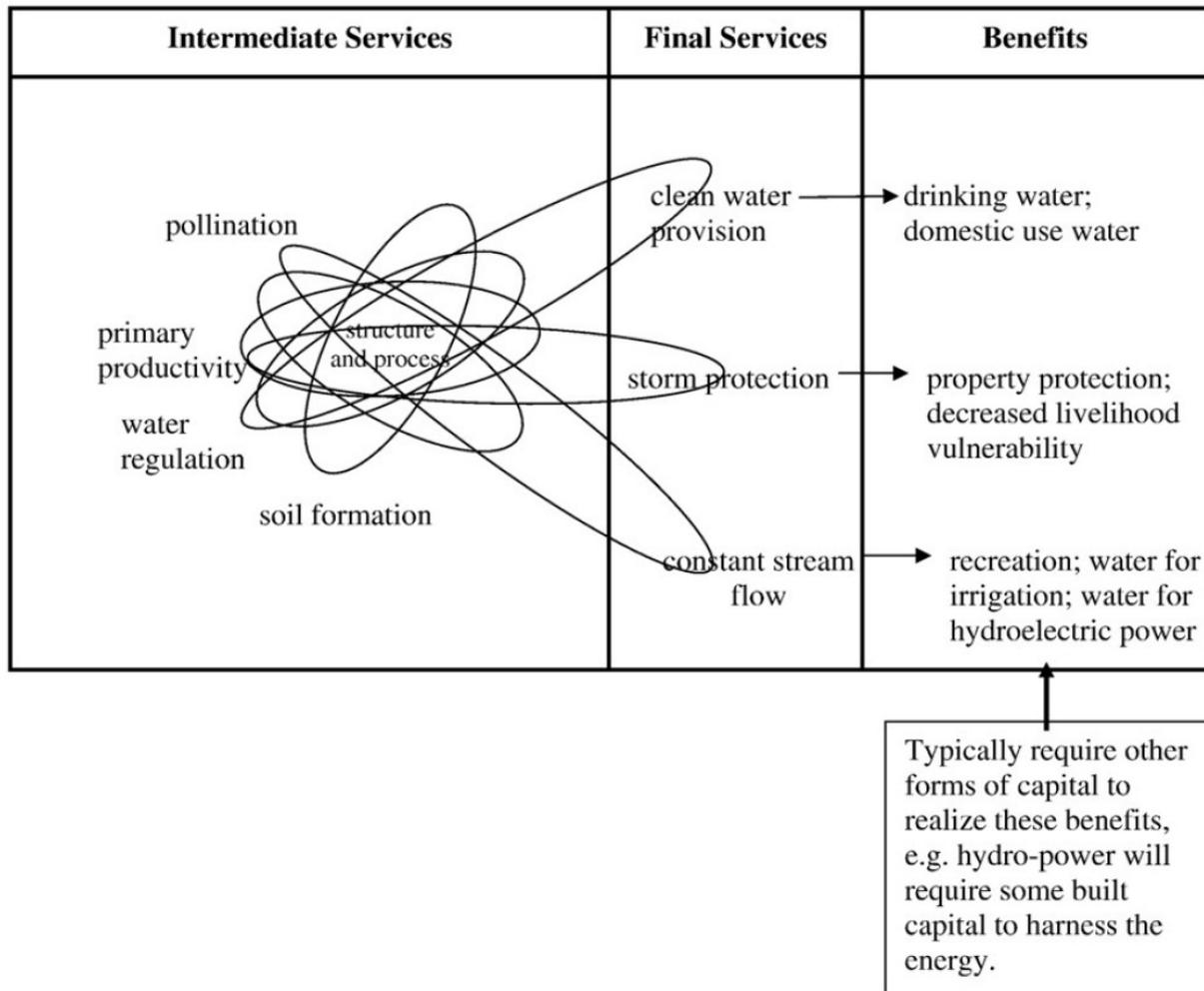


Abbildung 1: Konzeptioneller Zusammenhang zwischen Zwischen- und Endleistungen sowie die Abhängigkeit des Nutzens von menschlichen Leistungen

(Fisher et al. 2009)

Anwendung auf HNV-Grünland

HNV-Grünland bedarf des Einsatzes von menschlicher Leistung – es entstand erst und besteht nur durch den menschlichen Einfluss auf natürliche (ökosystemare) Prozesse. Das heißt jedoch, dass es sich bei der finalen Struktur HNV-Grünlandfläche nicht um eine reine Ökosystemdienstleistung handelt. Wir bezeichnen die Leistungen, die von derartigen Landschaftselementen ausgehen, als Umweltleistungen und grenzen diese von reinen Ökosystemdienstleistungen ab.

Umwelleistungen

Sofern für die Bereitstellung des Nutzes für den Menschen ökosystemare Prozesse **und** menschliche Leistungen **notwendig** sind, werden diese Leistungen als Umwelleistungen definiert. Die an HNV-Flächen gebundene Biodiversität (Struktur) ist damit eine Umwelleistung. Darüber hinaus wird als menschliche Leistung in diesem Zusammenhang auch der bewusste Verzicht einer erlaubten Handlung gewertet. Damit stellt die Vermeidung negativer externer Effekte eine Umwelleistung dar, sofern die Eigentumsrechte bzgl. der Handlung, auf die verzichtet wird, bei dem Leistungserbringer liegen. Die letztgenannten Leistungen basieren nicht auf dem Ecosystem-Service-Ansatz.

HNV-Grünland ist ein finales Umweltgut (Struktur) zu dessen Produktion **menschliche und ökosystemare** Leistungen **notwendig** sind. Von daher muss bei der Monetarisierung der Ökosystemdienstleistung der anthropogene Input (menschliche Dienstleistungen = private Kosten) abgezogen werden. Dies geschieht am sinnvollsten im Rahmen der Monetarisierung der landwirtschaftlichen Produkte.

Die **Landwirtschaft erbringt keine Ökosystemdienstleistungen**. Die Landwirtschaft nutzt ÖDS für die Produktion nachgefragter Umweltgüter. Sie kann Umwelleistungen im obigen Sinne erbringen.

Es erscheint wenig sinnvoll, das Ökosystemdienstleistungskonzept direkt auf die Problematik negativer externer Effekte anzuwenden. Für die Produktion von Trinkwasser würden eigentlich nur ökosystemare Prozesse benötigt. Der bewusste Verzicht einer intensiven Nutzung (z. B. hohe, erlaubte Düngermengen) leistet jedoch **im Verhältnis** zu einer extensiven Nutzung einen Beitrag für die Bereitstellung des Ökosystemgutes „sauberes Trinkwasser“. Die Verminderung von Emissionen durch Düngung ist keine Ökosystemdienstleistung, sondern eine menschliche Dienstleistung.

Im Rahmen dieser Studie werden Umwelleistungen von HNV-Grünland im oben definierten Sinne betrachtet.

3 Monetäre Bewertung von Ecosystem Services und Biodiversität

3.1 Total Economic Value

Das Konzept des Total Economic Value (TEV) (eingeführt von Peterson & Sorg 1987 und weiterentwickelt z. B. von Pearce and Turner 1990) ist ein Rahmen zur Bestimmung individueller Präferenzen für Umweltgüter. Der zentrale Grundgedanke ist, dass der gesamte Wert aus mehreren Bestandteilen besteht. Unterschieden werden zunächst nutzungsabhängige und nutzungsunabhängige Werte. Bei den nutzungsabhängigen Werten werden direkte, indirekte Nutzungswerte sowie Optionswerte unterschieden. Bei den nutzungsunabhängigen Werten sind in erster Linie die Existenzwerte als wesentliche Art zu nennen. Einige Autoren beschreiben daneben noch Vermächtniswerte als nutzungsunabhängige Werte. Abbildung 2 gibt einen Überblick über die am häufigsten beschriebenen Wertkategorien.

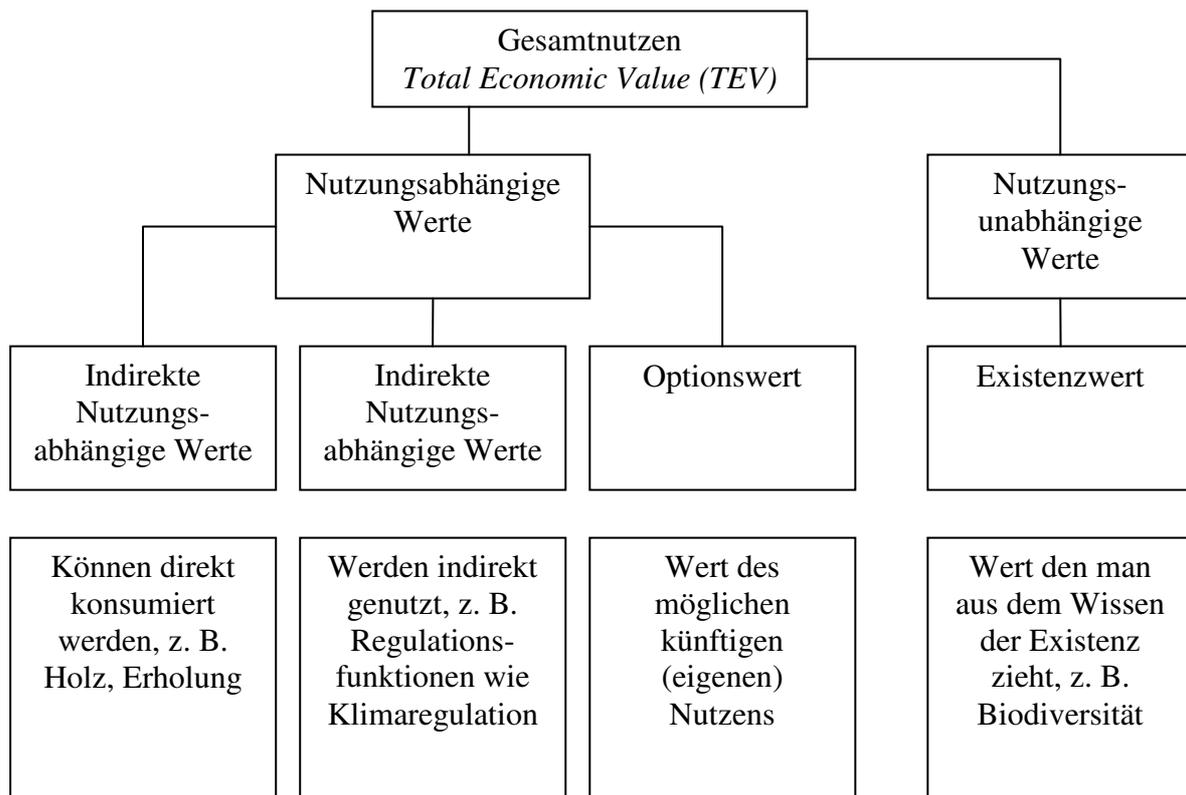


Abbildung 2: Überblick über Wertekategorien im Rahmen des TEV-Konzeptes

Im Folgenden soll noch einmal kurz auf den nutzungsunabhängigen Wert eingegangen werden. Dieser hat gerade im Zusammenhang mit der Bewertung der Biodiversität eine erhebliche Bedeutung. Eingeführt wurde diese Wertkategorie von Krutilla (1967). Krutilla (1967:781) machte die oft zitierte Aussage "There are many persons who obtain satisfaction from the mere knowledge that part of the wilderness of North America remains, even though

they would be appalled by the prospect of being exposed to it." In einer späteren Arbeit verwiesen Bishop and Heberlein (1984) darauf, dass nutzungsunabhängige Werte von der Sympathie für und der Empathie mit Menschen, Tieren abhängen kann. "Even if one does not plan to personally enjoy a resource or do so vicariously through friends and relatives, he or she may still feel sympathy for people adversely affected by environmental deterioration and want to help them. Particularly for living creatures, sympathy may extend beyond humans." (Bishop and Heberlein 1984: 10).

Empirische Untersuchungen haben gezeigt, dass die nutzungsunabhängigen Werte einen beträchtlichen Anteil am ökonomischen Gesamtwert natürlicher Ressourcen ausmachen können. Abhängig vom Kreis derjenigen, die jeweils von Qualitätsänderungen betroffen sind, können sie aggregiert ein Vielfaches der nutzungsabhängigen Werte betragen (Garrod & Willis 1996, Bateman & Langford 1997). Allerdings ist die methodische Erfassung dieser Werte eine Herausforderung und bisher sind dafür lediglich Befragungsmethoden im Rahmen kontingenter Bewertungen bzw. von Discret-Choice-Experimenten möglich (vgl. Kap. 3.2). Sofern jedoch gerade die Werte im Zusammenhang mit Biodiversität erhoben werden sollen (wie in dieser Studie), muss sich dieser Herausforderung gestellt werden. Der Wert der Biodiversität ist nicht allein funktionalistisch zu begründen.

3.2 Methoden der monetären Bewertung von Ecosystem Services

Einer umweltökonomischen Bewertung liegt der Gedanke zugrunde, einer identifizierten Leistung einen ökonomischen Nutzenwert im Idealfall in Form eines monetären Wertes zuzuordnen. Grundsätzlich besteht dabei die Möglichkeit, angebotsseitig oder nachfrageseitig vorzugehen. Methoden, die nicht von der Nachfrageseite kommen, nutzen streng genommen keine ökonomischen Maße, da sie nicht den Nutzen anhand individueller Präferenzen messen.

Abbildung 3 gibt einen Überblick zur Systematik wesentlicher Monetarisierungsansätze. Entscheidend ist, gerade im Zusammenhang mit der Fragestellung dieser Vorstudie, dass die für den Bereich Biodiversität entscheidenden non-use-values nach aktuellem Methodenstand ausschließlich über geäußerte Präferenzen (Zahlungsbereitschaftsanalysen, Diskret-Choice-Experimente) zu erheben sind.

	Nicht Nachfrageorientiert (Kosten des Angebots) Kein striktes Maß für den ökonomischen Wert	Nachfrageorientiert (Wert der Präferenzen) Maß für den ökonomischen Wert – Zahlungsbereitschaft für Umweltleistungen
Direkte Verfahren	Direkte Kosten Abschätzung der Werte von Umweltleistungen aufgrund der Kosten für den Ersatz bzw. Renaturierung/Restaurierung <ul style="list-style-type: none"> • Ersatzkosten • Renaturierung/Restaurierungskosten 	Marktpreise Preise auf hypothetischen Märkten (Stated preferences) <ul style="list-style-type: none"> • Kontingente Bewertung • Choice Experimente
Indirekte Verfahren	Indirekte Kosten Abschätzung der Werte von Umweltleistungen aufgrund der Kosten für Vermeidung oder Ersatzhandlungen <ul style="list-style-type: none"> • Vermeidungskosten • Substitutionskosten 	Offengelegte Präferenzen (Revealed preferences) <ul style="list-style-type: none"> • Hedonic pricing (Ersatzmärkte) • Reisekosten

Abbildung 3: Methoden der ökonomischen Bewertung

(eigene Darstellung)

(Rot hervorgehoben sind die Ansätze, die für non-use-value und damit für den Bereich Biodiversität geeignet sind.)

Auf der **Angebotsseite** können die Methoden in Schadenskosten und Vermeidungskosten unterteilt werden. Letztere stehen in keinem unmittelbaren Bezug zu Umweltschäden und sind in Abbildung 3 deshalb als indirekter Ansatz aufgeführt. **Vermeidungskosten** setzen an der verursachenden Aktivität an, die zu diesen Umweltbeeinträchtigungen führt. Die theoretische Grundlage des Vermeidungskostenansatzes liegt in der Substitutionsbeziehung zwischen privaten Gütern und Umweltgütern. Dabei wird angenommen, dass sich die Wertschätzung für Umweltgüter über die Ausgaben für private Güter approximieren lässt. Dabei können zum Beispiel die Kosten der Installation einer Filteranlage für Trinkwasser herangezogen werden. Die Filteranlage vermeidet eventuelle Krankheitskosten durch verunreinigtes Wasser. Grossmann (1972) führte den Ansatz als einer der ersten in der Gesundheitsökonomie ein. Weitere Anwendungen sind in Harford (1984) sowie Watson und Jaksch (1982) zu finden. Die Vermeidungskosten stellen den hypothetisch vermiedenen Schaden dar, welcher wiederum durch Ausweich-, Abwehr- oder Reparaturkosten approximiert werden kann. Im Vergleich zu den Vermeidungskosten, stehen die **Schadenskosten** in einem unmittelbaren Bezug zu Umweltschäden. Hierbei werden zwar keine hypothetischen Annahmen getroffen, jedoch muss eine unmittelbare Schadensfunktion erfasst werden, die wiederum mit Unsicherheiten behaftet ist. Es müssen tatsächliche Marktpreise für die Schäden ermittelt werden. Das können zum Beispiel Reparaturkosten sein, die mit einer Renaturierung nach einem Umweltschaden verbunden sind oder Ersatzkosten, die infolge der Installation eines Klärwerks zur Reinigung von Wasser entstehen.

Auf der **Nachfrageseite** wird indes tatsächliches Marktverhalten direkt oder indirekt beobachtet. Im **direkten Fall** handelt es sich um Marktanalysen bei marktfähigen Services und Gütern sowie um **Stated-Preference-Methoden**, damit sind Umweltbewertungen durch direkte Befragungen gemeint. Dabei wird den Individuen ein konkreter Umweltzustand zur Bewertung vorgelegt. Die wohl bekannteste Methode der Stated Preferences ist die **kontingente Bewertung** (Contingent Valuation). Wie der Name bereits sagt, wird den Individuen ein kontingenter Umweltzustand zur ökonomischen Bewertung vorgelegt. Im Vergleich zu den indirekten Ansätzen können hiermit auch Nicht-Nutzen-Werte explizit berücksichtigt werden (siehe Krutilla 1967). Erste Anwendungen dieser Methoden stammen von Davis (1967), Bohm (1972) und Randall et al. (1974). Die Individuen können dann über ein Zahlungsverkehrsmittel ihre Präferenzen offenbaren, welche anschließend zur Berechnung von Zahlungsbereitschaften für konkrete Umweltzustände dienen.¹ Der kontingente Ansatz besitzt dabei eine Vielzahl an Facetten: Bei dem **Contingent Ranking** ist der Befragte zum Beispiel aufgefordert, Alternativen nach seiner Präferenz in eine Reihenfolge zu ordnen. Dabei kann auch eine Status-Quo-Option Bestandteil sein. In dem **Contingent Rating** ist der Befragte aufgefordert, Alternativen anhand einer vorgegebenen Skala einzuordnen. Als neuer Ansatz der Stated-Preferences-Methoden gewinnen die sogenannten **Stated Choice Experiments** (SCE) zunehmend an Bedeutung.² Im Unterschied zur kontingenten Bewertung wird bei ihnen kein kontingenter Umweltzustand bewertet, sondern ein durch Attribute (z. B. Wasser, Boden) charakterisierter (vgl. Louviere et al. 2002), wobei die einzelnen Attribute wiederum unterschiedliche Ausprägungen, d. h. Zustände besitzen können. In der Folge können auch die Einflüsse der einzelnen Attribute differenziert analysiert werden. Die theoretische Grundlage für SCE bilden Auswahlentscheidungen, die die individuelle Nutzenmaximierung reflektieren und folglich Nutzeninformationen enthalten. Das **Best-Worst-Scaling** ist ein „noch“ neueres Instrument zur Analyse von Präferenzen (Louviere et al. 2002) und wird gegenwärtig in der Gesundheitsökonomie und im Produktmarketing verwendet (siehe Flynn et al. 2007 und Jaeger et al. 2008). Den Individuen wird dabei nur eine Alternative zur Auswahl gegeben, die aus verschiedenen Attributen mit unterschiedlichen Ausprägungen besteht. Die Individuen können sich dann für jeweils ein Attribut entscheiden, das ihnen im Vergleich zu den Attributen bei der gegenwärtigen Ausprägung am besten gefällt und für dieselbe Alternative ein Attribut, das ihnen bei der gegenwärtigen Ausprägung überhaupt nicht gefällt. Im Vergleich zur kontingenten Bewertung, welche einen vollständigen Zustand durch

¹ Schmitz K. (2007: 64) zählt z. B. sechs verschiedene Zahlungsverkehrsmittel auf: (i) Auktionsmethode – es werden steigende Werte angeboten bis der Proband aussteigt. (ii) Offene Frage – Proband äußert einen Wert (iii) Einfache dichten Fragen – ein zufälliger Wert wird dem Probanden zur Entscheidung vorgelegt. (iv) Doppelt dichten Fragen – der zufällige Wert wird hinsichtlich der vorausgehenden Entscheidung des Probanden verringert oder erhöht. (v) Zahlkartenmethode – der Proband wählt aus einem Set mit möglichen Werten einen aus. (vi) Mehrfach begrenzte polytome Fragen – entspricht der Zahlkartenmethode jedoch ist zusätzlich die Sicherheit im Entscheidungsverhalten abgefragt.

² Die Methode ist in Hinblick auf die Bewertung der Umwelt als relativ neu zu bewerten. Für andere Untersuchungsgegenstände in der Verkehrsökonomie ist sie jedoch schon eine etablierte Methode (vgl. Ben-Akiva and Lerman 1985; MacFadden 2000; Hensher et al. 2005). In der Literatur haben sich deshalb auch sehr unterschiedliche Begriffe für Stated Choice Experiments herausgebildet. So bedeuten Choice Experiments, Conjoint Choice Experiments und Discrete Choice Experiments als häufig benutzte Begriffe dasselbe wie Stated Choice Experiments. Sie dürfen allerdings nicht mit Conjoint-Analysen verwechselt werden, welche im Gegensatz zu den Stated Choice Experiments nicht über ein ökonomisches Nutzenkalkül ableitbar ist.

Entscheidungen bewertet und SCE, in denen attributive Zustände bewertet werden, steht beim Best-Worst-Scaling die Entscheidung für ein bestimmtes Attribut im Vordergrund, ohne den Gesamtzustand zu vernachlässigen. Der Proband zieht im Grunde eine Skala vom besten Attribut bis hin zum schlechtesten auf, die er dann bewertet. Dadurch ist das Best-Worst-Scaling den SCE und der kontingenten Bewertung in der Präferenzanalyse theoretisch unterlegen. Allerdings ist die Implementierung mit Preisen nicht möglich.

Im **indirekten Fall** spricht man von **Revealed Preferences**, dabei handelt es sich um offenbarte Präferenzen, die nachträglich (ex post) unter Annahme eines Marktes ausgewertet werden. Eine populäre Methode der Revealed Preferences ist die **Reisekostenmethode**. Mit der Reisekostenmethode wird versucht, über die individuellen Kosten, welche bei der Nutzung z. B. eines Freizeitparks anfallen, eine Wertschätzung für eben dieses Objekt zu ermitteln. Als theoretische Begründung für die Reisekostenmethode dient die Annahme, dass der Nutzen eines Reiseziels mindestens so groß sein muss, wie die zu seiner Erreichung aufgetragenen Kosten. Hotelling (1949) stellte diesen Zusammenhang in Bezug auf die Nutzung eines Erholungsparks auf. Die Reisekosten der Besucher, deren Anfahrtstrecke, der Eintrittspreis und die Häufigkeit der Besuche von z. B. Nationalparks dienen dabei als Approximationsgrößen zur Ableitung einer Nachfragefunktion, die wiederum Aufschluss über die Konsumentenrente gibt.³ Die Idee des **Hedonic Pricing** als weiterer indirekter Ansatz ist es, Immobilien mit vergleichbarer Qualität mit unterschiedlichen Standorten und unterschiedlichen Preisen in eine Beziehung zu setzen. Die unterschiedlichen Preise sollen dabei durch die unterschiedlichen Standortcharakteristika (Umweltqualität) begründet sein und somit Aufschluss über die Zahlungsbereitschaft für Umweltqualität geben. Rosen (1974) und Freeman (1974) stellten diese Beziehung unabhängig voneinander als erste dar. Das **Spatial Discrete Choice Modelling** ist im Ansatz ähnlich zum Hedonic Pricing, mit dem Unterschied, dass die Präferenzanalyse sich auf die Reiseentscheidungen bezieht, wobei explizit die Umgebungsattribute als erklärende Variable dienen, z. B. Landschaftsbild.

Die Anwendung der zuvor aufgeführten Methoden, insbesondere die der direkt-nachfrageseitigen sind mit einem erheblichen finanziellen und zeitlichen Aufwand verbunden. Daher wird zunehmend auf eine Primärdatenerhebung im Rahmen von politikinduzierten Maßnahmenevaluationen verzichtet. Stattdessen werden die Resultate aus Sekundärstudien zur Abschätzung der monetären Werte der Ökosystemleistungen transferiert. In der umweltökonomischen Fachliteratur versteht man darunter den Benefit-Transfer-Ansatz. Auch die TEEB-Studie nutzt diesen Ansatz. Allgemein kann Benefit-Transfer definiert werden als eine Methodik, die monetäre Werte für Umweltgüter z. B. in einer Region Y (policy region) dadurch ermittelt, dass sie existierende Studien in einer Region X (study region) analysiert und deren ermittelte Nutzenwerte auf die aktuelle Bewertungssituation in der Region Y überträgt (Boyle und Bergstrom 1992; Brookshire und Neill 1992; NOAA 1996; Plummer 2009). Dazu sind in Abhängigkeit der Ähnlichkeit der Untersuchungsobjekte aufwendige Korrekturverfahren notwendig.

³ Es gibt verschiedene Reisekostenmodelle, wobei die unterschiedlichen Ansätze zur Relativierung von Annahmen führen. Jedoch geschieht das in der Regel zum Preis größerer Information.

4 Untersuchungsgegenstand

4.1 Grünland in Deutschland

Grünland ist eine überwiegend mit Gras bewachsene Fläche, die unter den klimatischen Bedingungen Mitteleuropas überwiegend erst durch menschliche Eingriffe entstanden ist. Eine landwirtschaftliche Nutzung oder „Pflege“ ist daher für deren Erhalt essentiell.

Dierschke und Briemle (2002) differenzieren Extensivgrasland von Kultur- und Wirtschaftsgrünland. Als Extensivgrünland bezeichnen sie über lange Zeit vorwiegend weitläufig (extensiv) genutztes Grünland mit naturausbeutender Nutzung. Erst die standortverbessernden Maßnahmen (Regulation des Wasserhaushaltes, Düngung, Sortenwahl, geregelte Nutzungsfrequenz) führten zu einer intensiveren Nutzung und zur Ausprägung von Wiesen und Weiden. Wirtschaftsgrünland fassen sie als mesophytisches Grün- oder Grasland zusammen. Es umfasst das am intensivsten genutzte Grünland.

Der Zustand von Grünland wird durch die naturräumlichen Bedingungen sowie den menschlichen Einfluss, wie z. B. Melioration und Nutzungsintensität, geprägt. Starke menschliche Einflüsse können die naturräumlichen Standortfaktoren langfristig ändern und prägen damit das Grünland, auch wenn die Eingriffsintensivität wieder zurückgenommen wird (vgl. Briemle 1994; Kleijn et al. 2001; Herzog et al. 2005).

Das aus naturschutzfachlicher Sicht hoch zu bewertende Grünland resultiert aus einer historisch extensiven Nutzung und somit relativ geringer menschlicher Überprägung (vgl. Kampmann et al. 2007; Knop et al. 2006).

Heute sind die extensiven Weidelandschaften in Mitteleuropa weitgehend verschwunden (Dierschke und Briemle 2002). Zu ihnen zählen Grünlandausprägungen trockener und magerer Standorte. Sie sind bedeutende Zielkulisse des heutigen Naturschutzes. Grünlandausprägungen trockener und magerer Standorte sind i. d. R. Lebensraumtypen (LRT) nach der FFH-Richtlinie und damit mit besonderem Entwicklungsziel versehen (Rat der europäischen Gemeinschaften 1992). Sie bestehen einerseits kleinflächig als Landschaftsbestandteile, teilweise aber auch landschaftsprägend, z. B. die Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb.

Zentrum intensiv genutzter Viehweiden sind nach Dierschke und Briemle in Mitteleuropa die küstennahen Marschen und angrenzende Gebiete mit atlantischem Klima. Hier steht traditionell eine intensive Viehwirtschaft im Vordergrund und prägt mit grünen Weiden das Landschaftsbild. Der Umfang an Grünland ist in dieser Region relativ hoch (Abbildung 4), der Anteil an naturschutzfachlich hochwertigem, extensiv genutztem Grünland hingegen relativ gering (vgl. Kapitel 4.2).

Weite Bereiche mit Kulturgrasland gibt es auch in größeren Flussniederungen, soweit sie nur ein mäßig beeinflusstes Wasserregime aufweisen. Wurde das Grünland der Flussniederungen jedoch melioriert und intensiv genutzt, sind naturschutzfachlich wertvolle Flächen eher selten zu erwarten. Von den bestehenden rezenten Auen wird ein großer Teil intensiv genutzt. Feuchtgebiete, die natürlicherweise große Flächenanteile einnehmen würden, umfassen mit

rd. 10.000 ha nur rd. 2 % der rezenten Auen und deutlich weniger als 1 % der Altauen. (BMU, BfN 2009)

Relativ große Anstrengungen wurden zur Nutzung von Mooren unternommen. Nieder- und Anmoore waren nach mäßiger Entwässerung Kernbereiche artenreicher Feuchtwiesen. Tiefgreifende Entwässerung und Abtorfung von Hochmooren führte teilweise zu Ackerbau, oft aber zu weitläufigem Kulturgrünland aus Wiesen und Weiden.

Neben den Grünlandgebieten des Tieflands bestehen weite Grünlandgebiete in den klimatischen Ungunstlagen des Mittelgebirges und der Alpen. Relief und Höhenlage bieten hier Schwierigkeiten für die ackerbauliche Nutzung.

Neben den großräumigen, durch Grünland geprägten Landschaften besteht Grünland auch im Gemenge mit Ackerland (Dierschke und Briemle 2002). Anzunehmen ist, dass kleinräumige Standortunterschiede (z. B. Relief) sowie die betriebliche Notwendigkeit Voraussetzungen für die Etablierung von Grünland waren. Welche Notwendigkeit besteht, auch weiterhin Grünland zu bewirtschaften und inwieweit sich daraus Veränderungen im Bestand an HNV-Grünland ergeben, wird im Folgenden diskutiert.



Abbildung 4: Verteilung Wiesen und Weiden

(Datengrundlage CORINE 2000, eigene Darstellung)

Der fortschreitende Rückgang des Bestands an Raufutterverwertern (vgl. Abb. 2) und begrenzte alternative Grünlandverwertungsmöglichkeiten (Nitsch et al. 2009) mindern die Bedeutung von Grünland und erhöhen den allgemeinen Druck zur Umwandlung von Grünland in Ackerland, dies insbesondere bei aktuell hoher Nachfrage nach nachwachsenden Rohstoffen (Nitsch et al. 2009).

Über gesetzliche Einschränkungen wird versucht, negative Auswirkungen für den Menschen durch die Umwandlung in Ackerland zu vermeiden (vgl. auch Nitsch et al. 2009 zum gesetzlichen Schutz von Grünland). Ein aktuell wesentliches Instrument zum Erhalt von Grünland ist Cross Compliance (CC). Es verbindet Restriktionen mit finanziellen Anreizen. Für den Erhalt der Direktzahlungen darf der Rückgang des Grünlands auf Länderebene 10 % nicht überschreiten. Seit dem Jahr 2005 wurde in einigen Bundesländern bereits mehr als 5 % des Dauergrünlands umgewandelt (Nitsch et al. 2009; Peters et al. 2010). Nach den Vorgaben von Cross Compliance (CC) müssen bei mehr als 5 % Verlust im Vergleich zu 2003 Maßnahmen ergriffen werden, weiterer Umwandlung entgegenzuwirken (BMELV 2006). Ein absoluter Schutz für aktuell naturschutzfachlich wertvolle Grünlandflächen ist dadurch nicht gegeben (vgl. auch Nitsch et al. 2009 zum gesetzlichen Schutz von Grünland), eine sukzessive räumliche Veränderung der Grünlandverteilung ist grundsätzlich möglich (vgl. auch Reutter et al. 2009).

Lind et al. (2008) zeigen anhand von Einzelfällen, dass auch das artenreiche Grünland von einer Umwandlung betroffen sein kann. Nitsch et al. (2009) analysierten einen höheren Umfang auf nassen Standorten und Moorböden, jedoch wurden auch magere, trockene Standorte umgewandelt. Der größte Umfang der Grünlandumwandlung wurde in flachem Gelände festgestellt, aber auch Hangneigungen bis zu mehr als 20 % waren in Einzelfällen betroffen.

Neben der Umwandlung können sowohl eine intensivere Grünlandnutzung sowie eine stärkere Extensivierung bis hin zur Nutzungsaufgabe deutliche Prozessveränderungen hervorrufen. Marginalisierung und Intensivierung sind wesentliche „Driver“ gegen den Erhalt naturschutzfachlicher Biotope (BMU 2007). Während gesetzliche Regelungen, aber auch CC, eher dazu dienen, Schäden zu vermeiden (z. B. Nitratrichtlinie zur Begrenzung von Schäden durch eine intensive Düngung), ist die Vermeidung der Flächenaufgabe sowie die Umsetzung einer „gewünschten“ Bewirtschaftung oberhalb von Restriktionen kaum ohne finanzielle Anreize möglich (vgl. Matzdorf 2004).

Die Agrarumweltmaßnahmen (AUM) sind auf der europäischen Ebene das wohl wesentlichste Instrument zur Steuerung einer umweltgerechten Landbewirtschaftung oberhalb des allgemeinen Standards (Rat der Europäischen Kommission 2005; EU COM 2007). Die Teilnahme der Landwirte ist freiwillig, die Anwendung i. d. R. gebietlich und standörtlich unabhängig (horizontal). Die Honorierung einer extensiven Grünlandnutzung ist eine der wesentlichsten AUM in Deutschland. In einigen Bundesländern werden neben den AUM auch finanzielle Ausgleichs für ordnungsrechtliche Auflagen in Natura-2000-Gebieten und zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gezahlt.

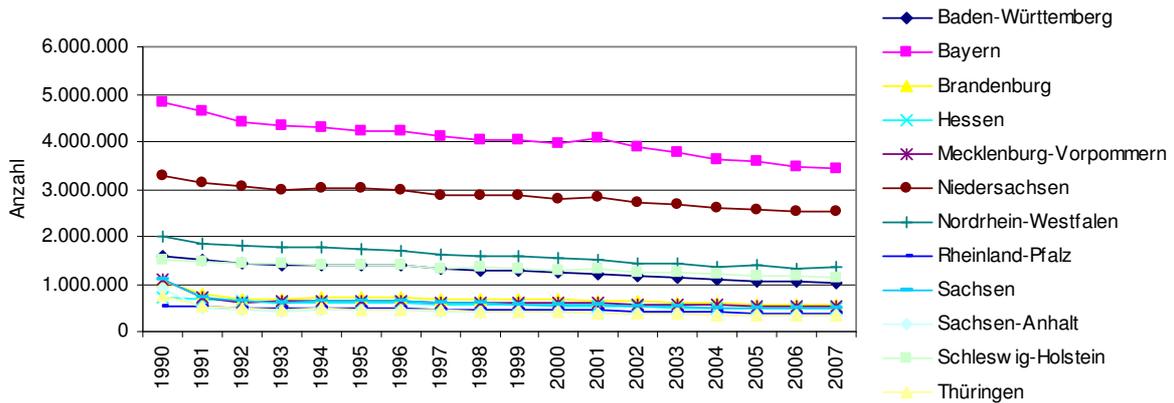


Abbildung 5: Entwicklung des Rinderbestands

(Datenquelle: Statistisches Bundesamt, eigene Darstellung)

4.2 High-Nature-Value (HNV) -Grünland

4.2.1 Definition

Der Begriff HNV ist im Vergleich zur Zeitspanne, in der man sich um den Erhalt und die Verbesserung von naturschutzfachlich wertvollem Grünland befasst, relativ neu und findet seinen Ursprung in der europäischen Naturschutzpolitik. Die Tatsache, dass die Entwicklung von HNV-Flächen als Indikator für die Entwicklung der Biodiversität im Rahmen der Förderung zur Entwicklung des ländlichen Raums (z. B. AUM) steht, unterstützte die Notwendigkeit einer Erfassung des aktuellen Anteils (EU KOM 2006; BfN 2008). Diese HNV-Erhebung erfolgte in Deutschland erstmalig im Jahr 2009. Ihr lag die von der EU vorgegebene Definition zu „HNV farmland“ zugrunde:

Typ 1: Flächen, die halbnatürliche Vegetation tragen (auch aktuell brachliegende), und/oder

Typ 2: Flächen, die extensiv genutzt werden oder die von einem Mosaik von halbnatürlichen und extensiv genutzten Flächen oder Kleinstrukturen geprägt sind und/oder

Typ 3: Flächen, die seltenen Arten oder einem hohen Anteil von europäischen oder Weltpopulationen von Pflanzen- und Tierarten als Lebensraum dienen.

Durch die Kartieranleitung und die Bezugsdaten wird diese allgemeine Definition konkretisiert (BfN 2009):

HNV-Grünland umfasst alle extensiv genutzten Grünlandausprägungen (trockene, frische, feuchte Standorte), soweit sie besonders artenreich und/oder ökologisch wertvoll sind. Dazu zählen:

- alle Lebensraumtypen, die im Rahmen der FFH-Richtlinie erhalten und in einen gutem Zustand entwickelt werden müssen sowie
- alle weiteren artenreichen Grünlandflächen (Kennzeichen mindestens vier Kennarten).

HNV-Grünland wird differenziert in:

- Hoher Naturwert (HNV 3): 4–5 Kennarten
- Sehr hoher Naturwert (HNV4): 6–7 Kennarten
- Äußerst hoher Naturwert (HNV5): 8 und mehr Kennarten

4.2.2 Erhebung

Kennarten dienen dazu, den Artenreichtum einer Fläche im Gelände zu identifizieren. Die Identifikation artenreichen Grünlands über Kennarten findet bereits in einigen Bundesländern Anwendung (Briemle und Oppermann 2003; Keienburg et al. 2006; Matzdorf et al. 2006). Die Methode wurde primär für mesophiles, feuchtes und mäßig trockenes Grünland konzipiert; zusammen mit den FFH-Lebensraumtypen (LRT) werden so alle artenreichen und ökologisch wertvollen Grünlandflächen erfasst (BfN 2009).

Über die Kennartenmethode wird eine naturschutzfachliche Differenzierung zu intensiv genutztem, artenarmem Grünland, aber auch zu dem z. T. hohen Umfang an extensiv genutztem Grünland bei ehemals intensiver Nutzung erreicht (Matzdorf et al. 2008). Bei der HNV-Kartierung im Gelände müssen die Kennarten entlang eines Transektes von 30 m vorkommen (BfN 2009). Die Abgrenzung der HNV-Fläche erfolgt nach Einschätzung der Kartierer vor Ort. Um naturschutzfachliche Qualitätsunterschiede zwischen den HNV-Flächen zu erfassen, erfolgt eine qualitative, dreistufige Bewertung. Basis dafür ist die steigende Anzahl von Kennarten bzw. bei den LRT eine Expertenschätzung (BfN 2009). Tabelle 12 im Anhang weist die Kennarten für die HNV-Kartierung aus.

Eine eindeutige Festlegung, wann es sich um „farmland“ handelt, wurde nicht getroffen. Im weitesten Sinn handelt es sich um naturschutzfachlich wertvolles und pflegebedürftiges Offenland. Dies wird besonders bei den LRT deutlich, bei denen wahrscheinlich ein nicht unerheblicher Teil nicht zur aktuell genutzten, evtl. auch nicht direktzahlungsberechtigten Landwirtschaftsfläche zählt. Wesentlich ist jedoch, dass es sich um Kulturland handelt, also der regelmäßige Eingriff des Menschen notwendig ist.

4.2.3 Aktuelle Verbreitung

Im Rahmen der HNV-Kartierung wurde 2009 über ein Stichprobennetz erstmalig für ganz Deutschland der relative Anteil von HNV-Grünland ermittelt. Deutschlandweit geht man nun von **16,8 % HNV-Grünland** aus. Abbildung 6 zeigt die Verteilung von HNV-Grünland als Ergebnis der HNV-Kartierung. Sie zeigt den mittleren Anteil an HNV-Grünland auf der Ebene der standortökologischen Raumgliederung für Umweltbeobachtungsprogramme in Deutschland (BfN 2004). Eine Hochrechnung des Flächenumfangs lag im Projektzeitraum noch nicht vor, sie wurde daher im Rahmen des Projektes vorgenommen. Die Ergebnisse der kartierten qualitativen Differenzierung des HNV-Grünlands (Anteil der HNV-Stufen 3–5) waren ebenso noch nicht verfügbar.

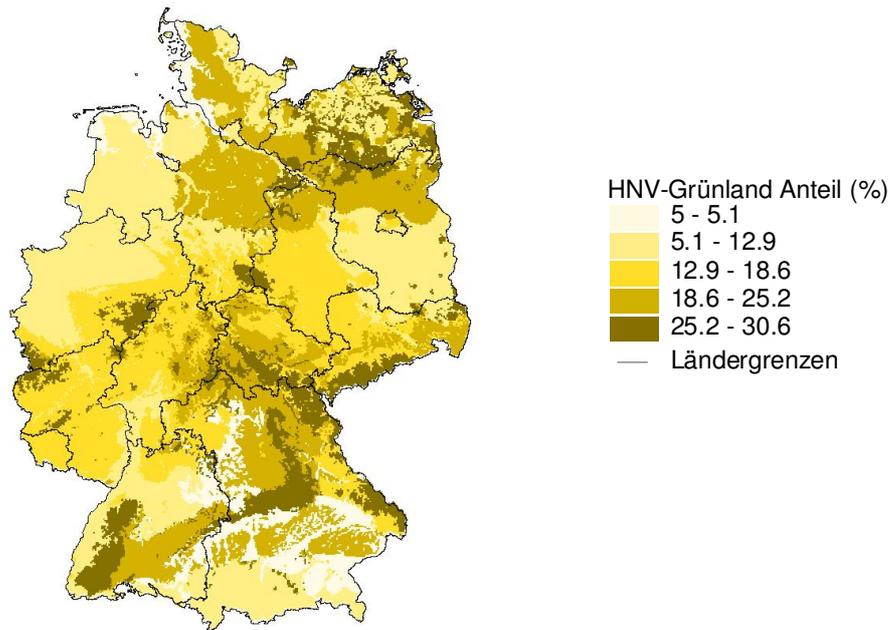


Abbildung 6: Anteil HNV-Grünland am Grünland gesamt

(eigene Darstellung; Datengrundlage: Standortökologische Raumgliederung des BfN und Angaben zu den Anteilen von HNV-Grünland)

5 Methodisches Vorgehen

5.1 Identifikation der Umweltleistungen von HNV-Grünland

Es wurde an das Konzept des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) angeknüpft sowie die Diskussionen und Operationalisierungsansätze dieses Konzeptes im Rahmen aktueller Studien wie z. B. „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ (TEEB) berücksichtigt. Darüber hinaus erfolgte ein enger Austausch mit der parallel stattfindenden Studie in der Schweiz „Der Wert der Biodiversität, gemessen an Ökosystemleistungen von Trockenwiesen und -weiden nationaler Bedeutung“ sowie mit zwei BfN-Forschungsvorhaben⁴.

Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen wurde für die vorliegende Fragestellung angepasst und als Erhebungsgröße Umweltleistungen definiert (vgl. Kap. 2).

Umweltleistungen

Sofern für die Bereitstellung des Nutzens für den Menschen ökosystemare Prozesse **und** menschliche Leistungen **notwendig** sind, werden diese Leistungen als Umweltleistungen definiert. Die an HNV-Flächen gebundene Biodiversität (Struktur) ist damit eine Umweltleistung. Darüber hinaus wird als menschliche Leistung in diesem Zusammenhang auch der bewusste Verzicht einer erlaubten Handlung gewertet. Damit stellt die Vermeidung negativer externer Effekte eine Umweltleistung dar, sofern die Eigentumsrechte bzgl. der

⁴ BfN Forschungsprojekte: „Klima-Benefits“ (FKZ: 3508 81 2100) sowie „Ländlicher Raum und naturschutzbezogene Anpassungsstrategien an den Klimawandel“ (FKZ: 3508 88 0700)

Handlung, auf die verzichtet wird, bei dem Leistungserbringer liegen. Die letztgenannten Leistungen basieren nicht auf dem Ecosystem-Service-Ansatz.

Im ersten Schritt wurden die Umweltleistungen von HNV-Grünland unter Nutzung der oben genannten Konzepte und eines Literaturreviews (vgl. Anhang) identifiziert. Diese Auswahl wurde anhand von 15 Expertengesprächen überprüft. Die Liste der hinzugezogenen Experten ist dem Anhang zu entnehmen. Die dann vorliegende Liste wurde im Rahmen eines Workshops am ZALF noch einmal mit Vertretern der Universität Greifwald (Dr. Achim Schäfer, Dr. Michael Rühs) abgestimmt, die sich aktuell ebenfalls mit Fragen der Ökosystemdienstleistungen von Grünland im Zuge parallel laufender BfN-Projekte (vgl. Fußnote 4) beschäftigen.

Auswahl näher zu betrachtender Umweltleistungen

Im Rahmen der Vorstudie sind weder eine Quantifizierung der Leistung noch die monetäre Bewertung aller identifizierten Leistungen für die verschiedenen Landnutzungsoptionen möglich. Die Abbildung 7 zeigt, auf welcher Grundlage die Auswahl für die näher betrachteten Umweltleistungen erfolgte.

Methodik: Identifikation und Auswahl von HNV-Grünland Leistungen

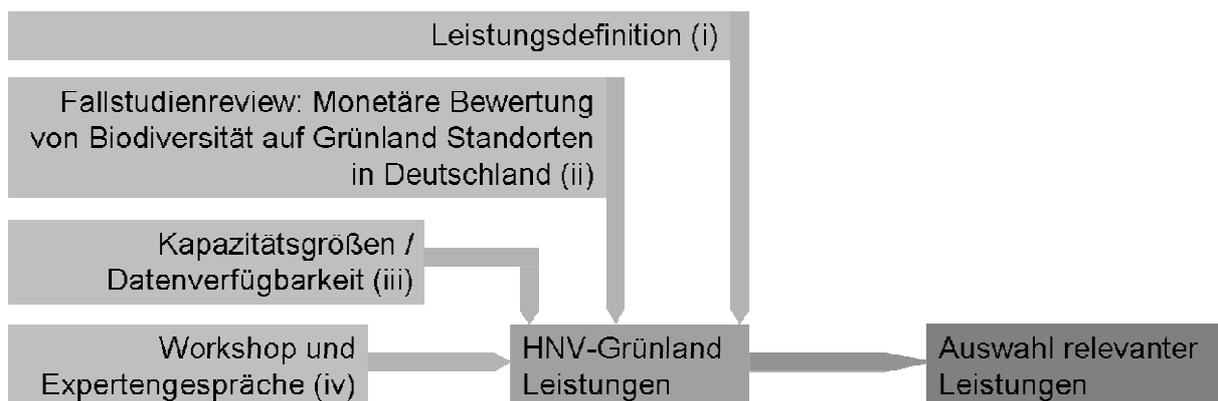


Abbildung 7: Auswahl der im Rahmen der Vorstudie betrachteten Umweltleistungen von HNV-Grünland

5.2 Berechnung des Mengengerüsts

Im Rahmen der HNV-Kartierung (Kap. 4.2) wurde der relative Anteil von HNV-Grünland ermittelt. Bezugsgröße war die Grünlandschicht aus ATKIS. Da die Hochrechnung des Flächenumfangs noch nicht vorlag, wurde sie im Rahmen des Projektes vorgenommen. Grundlage war ATKIS 2008, Abweichungen zu 2009 sind möglich.

Um den Flächenumfang räumlich zu differenzieren, wurden die Anteile auf der Ebene der standortökologischen Raumgliederung hochgerechnet. Grundlage war ein Verschnitt zwischen ATKIS und der standortökologischen Raumgliederung. Aufgrund des hohen Rechenaufwands muss die Analyse für jedes Bundesland separat durchgeführt werden.

Eine weitere Datenquelle sind die FFH-Kartierungen. Im Rahmen der parallel laufenden BfN-Projekte (vgl. Fußnote 4) wurde der Flächenumfang der LRT zusammengestellt. Dieser wurde den Ergebnissen der HNV-Kartierung gegenübergestellt.

5.3 Quantifizierung der Leistung (Kapazität) ausgewählter Umweltleistungen

Die Leistung des HNV-Grünlands ist abhängig von Standort- Nutzungs- und Umgebungsfaktoren. Für die Monetarisierung spielen zudem sozioökonomische Faktoren eine Rolle, die ebenso je nach Art der Leistung räumlich zu differenzieren sind (vgl. Kap. 6.2). Eine räumliche Verortung von HNV-Grünland ist somit unerlässlich für eine differenzierte Quantifizierung.

Die aktuell verfügbaren Daten zum HNV-Grünland beschränkten sich auf die Angaben des prozentualen Anteils von HNV-Grünland am Gesamtgrünland innerhalb der standort-ökologischen Einheiten sowie einer Beschreibung, wodurch HNV-Grünland charakterisiert ist (vgl. Kap.4.2).

Die standortökologischen Einheiten (Abbildung 8) stellen eine für die deutschlandweite Betrachtung sinnvolle räumliche Differenzierung dar. Sie wurden anhand der Faktoren Bodenart, orographische Höhe, Monatswerte der Verdunstung und Globalstrahlung mit der Zielvariable Potenzielle Natürliche Vegetation generiert und dienen als Raumgliederung für das Biodiversitäts- und das HNV-Monitoring (BfN 2004). Durch eine Verknüpfung mit weiteren räumlichen Informationen kann auf der Ebene dieser Raumeinheiten eine differenzierte Quantifizierung abgeleitet werden. Dies wurde beispielhaft für die Verminderung der Freisetzung organischen Kohlenstoffs aufgezeigt (Kap. 6.6). Vor- und Nachteile werden dort diskutiert. Die Validität der dafür notwendigen Annahmen (Gleichverteilung des HNV-Grünlands) sollte beispielhaft geprüft werden.

Die Notwendigkeit der Einbeziehung konkreter Nutzungs-, Standort- und Umgebungsfaktoren wird auch in Kap. 6.5 deutlich. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, sind jedoch weitere Erhebungen notwendig.

Die Ausprägung und Umgebung der HNV-Flächen wird auch für das Thema Landschaft und Landschaftserleben als sehr wichtig erachtet. Hier werden neben räumlichen Analysen (z. B. Lage in Tourismusgebieten) detaillierte und landschaftsbildrelevante Beschreibungen (z. B. Blühaspekte) als notwendig erachtet. Hemmnis ist auch hier, dass keine exakte Verortung der HNV-Flächen vorliegt. Die standortökologische Gliederung könnte zusammen mit Landnutzungsdaten erste Möglichkeiten einer differenzierten räumlichen Analyse bieten. Im Rahmen der Vorstudie war dies jedoch nicht möglich.

Wünschenswert wäre die Berücksichtigung der naturschutzfachlichen Qualitätsunterschiede auch für die Biodiversitätsbewertung (vgl. Kap 4.2.2). Die Daten liegen grundsätzlich vor, konnten zum Projektzeitpunkt jedoch noch nicht zur Verfügung gestellt werden.

Die Frage der Datennotwendigkeit steht im Zusammenhang mit den relevanten Umweltleistungen. Hier sollten Prioritäten für die weitere Vertiefung aufgestellt werden. Neben den in diesem Projekt verwendeten Daten könnten Schutzgebietsgrenzen sowie das

digitale Geländemodell (Relief) für räumliche Analysen genutzt werden. Vorteilhaft wäre, gerade auch für die Annahmen der Szenarien, die Information zum Anteil von feuchten, frischen und trockenen Standorten innerhalb der standortökologischen Einheiten. Ein Auswertungsversuch über die Kennarten wäre naheliegend. (vgl. Kap. 6.2.2)

Die Ableitung der indikatorischen Erfassung der im Rahmen dieser Vorstudie erfassten Umweltleistungen erfolgte auf der Grundlage von Expertengesprächen sowie unter Berücksichtigung der Möglichkeit einer monetären Bewertung. Eine nähere Beschreibung zur Quantifizierung der drei ausgewählten Umweltleistungen ist den jeweiligen Unterkapiteln des Kapitels 6 zu entnehmen.

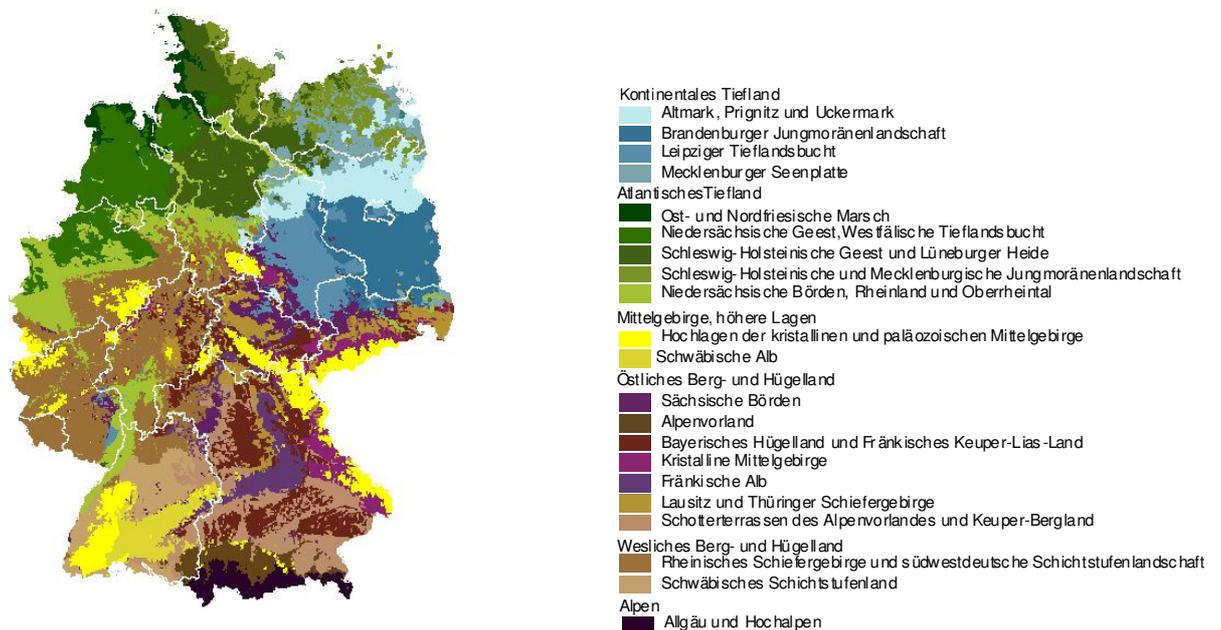


Abbildung 8: Standortökologische Raumgliederung Deutschlands

(Schröder et al. in BfN 2004)

5.4 Ökonomische Bewertung der Umweltleistungen

Im Rahmen dieser Vorstudie waren eigene Erhebungen zur monetären Bewertung nicht möglich und vorgesehen. In einer ausführlichen Literaturrecherche wurde **nach direkten nachfrageseitigen Studien** in Deutschland gesucht, die für einen etwaigen Benefit-Transfer geeignet scheinen. Im Anhang ist ein Überblick zu den identifizierten Studien mit Grünlandbezug dargestellt. Trotz intensiver Recherche musste jedoch festgestellt werden, dass diese Studien für unser Projekt wenig bzw. nicht geeignet sind. Auch in einer parallel laufenden Studie zu den Ökosystemdienstleistungen von Trockenwiesen und Trockenweiden (TWW) kamen die Autoren zu folgender Aussage, der wir uns anschließen: „Einerseits gibt es kaum Studien über Grünland, andererseits sind die vorhandenen Studien sehr großflächig angelegt und allgemein gehalten. Zwischen verschiedenen Bewirtschaftungsarten von Grasland wird nicht unterschieden. Vorhandene Studien beziehen sich oft auf Klimaregionen,

die sich nicht mit unserem Klima vergleichen lassen. Durch die großen Unterschiede bezüglich Maßstab, Klimaregion und Detailgehalt entstanden beim direkten Übertragen von Werten große Unsicherheiten. Eine Unterscheidung zwischen TWW und intensiv bewirtschaftetem Grasland war nicht möglich“. Da jedoch gerade für die Bewertung der Biodiversität als entscheidende Umweltleistung des Grünlandes nur Studien zur Zahlungsbereitschaft in Frage kommen (vgl. Kap. 3.2), wurde versucht, die Ergebnisse der parallel laufenden BfN-Projekte (vgl. Fußnote 4) für unsere Fragestellung zu nutzen (vgl. Kap. 6.4).

Für die ökonomische Bewertung der anderen beiden betrachteten Umweltleistungen sind Vermeidungskostenansätze genutzt worden. Dies ist naheliegend, da es sich dabei nicht um Ökosystemdienstleistungen im eigentlichen Sinn handelt, sondern um vermiedene negative externe Effekte.

6 Umweltsleistungen des HNV-Grünlandes

6.1 Umfang HNV-Grünland auf der Ebene der standortökologischen Raumgliederung

Tabelle 1 zeigt den ermittelten Umfang von HNV-Grünland, Tabelle 3 den Umfang der LRT. Legt man den Umfang von HNV-Grünland aus ATKIS zugrunde, so nehmen diese LRT ca. 37 % ein. Abbildung 9 zeigt die Verteilung des Umfangs an HNV-Grünland innerhalb der standortökologischen Einheiten.

Tabelle 1: Umfang an HNV-Grünland in Deutschland

Datengrundlage	ATKIS (2008)
Grünland (ha)	6.323.348
HNV-Grünland (ha), 16,8 %*	1.062.322*

* Mittelwert für Gesamtdeutschland +/- 0,6 %: 1.025 ha–1.101 ha; Summenbildung über die mittleren Anteile innerhalb der standortökologischen Raumeinheiten ergibt 1.050.647 ha.

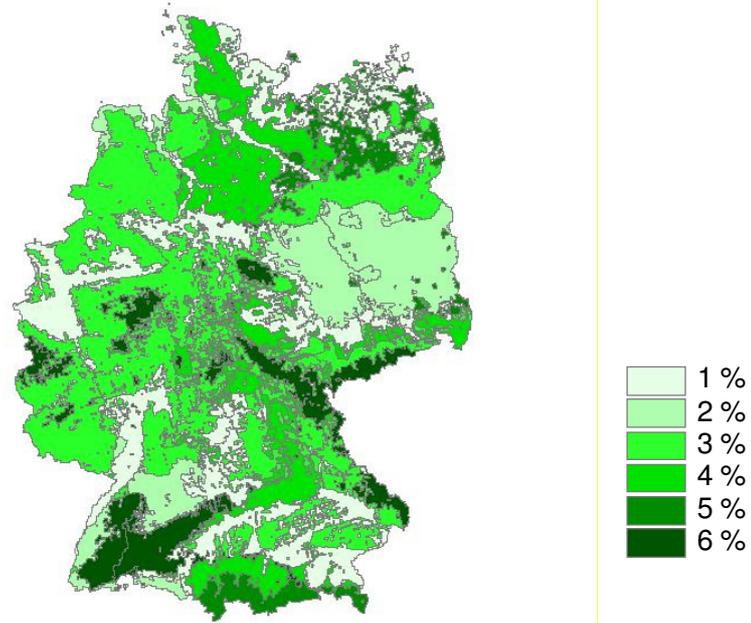


Abbildung 9: Dichte an HNV-Grünland innerhalb der standortökologischen Einheiten

(eigene Darstellung; Datengrundlage: Standortökologische Raumgliederung, BfN; relative Anteile des HNV-Grünlands umgerechnet auf den Grünlandumfang aus ATKIS 2008, bezogen auf die Größe der Raumeinheiten)

Tabelle 2: Umfang der Lebensraumtypen

LRT-Gruppe	Nr.	Name	ha
Dünen im Binnenland	2310	Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Genista</i>	5.102
	2320	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Empetrum nigrum</i>	610
	2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Cornephorus</i> und <i>Agrostis</i>	9.036
gemäßigte Heide- und Buschvegetation	4010	Feuchtheiden	1.914
	4030	Europäische trockene Heiden	48.918
	4060	Alpine und boreale Heiden	1.550
Natürliches Grasland	6110	Lückige basophile oder Kalk-Pionierrasen (<i>Alyso-Sedion albi</i>)	608
	6120	Trockene, kalkreiche Sandrasen	3.957
	6130	Schwermetallrasen (<i>Violetalia calaminariae</i>)	384
	6150	Boreo-alpines Grasland auf Silikatsubstraten	5.800
	6170	Subalpine und alpine Kalkrasen	28.000
Naturnahes Grasland	6210	Naturnahe Kalktrockenrasen und deren Verbuschungsstadien	39.507
	6230	Artenreiche Borstgrasrasen montan (und submontan)	10.453
	6240	Subpannonische Steppen-Trockenrasen	816
Naturnahes feuchtes Grünland	6410	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden und Lehmboden (<i>Eu-Molinion</i>)	11.267
	6430	Feuchte Hochstaudensäume der planaren bis alpinen Höhenstufe inkl. Waldsäume	39.788
	6440	Brenndolden-Auenwiesen	4.445
Mesophiles Grünland	6510	Magere Flachlandmähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	153.317
	6520	Berg-Mähwiesen	22.135
Kalkreiche Niedermoore	7210	Sümpfe u. Röhrichte	1.599
	7230	Kalkreiche Niedermoore	9.090
Summe LRT			398.296

(Quelle: Arbeitsbericht der Projektgemeinschaft „Klima-Benefits“ (FKZ: 3508 81 2100) sowie „Ländlicher Raum und naturschutzbezogene Anpassungsstrategien an den Klimawandel“ (FKZ: 3508 88 0700) mit Verweisen auf den nationalen Bericht 2007 nach Art. 17 FFH-Richtlinie⁵, Salzwiesen fehlen in der Auflistung)

6.2 Potenzielle Umweltleistungen des HNV-Grünlandes im Vergleich zu relevanten Landnutzungsoptionen

6.2.1 Relevante Landnutzungsänderungen

Kurzfristige Änderungen sind vor allem durch Veränderungen in den bestehenden gesellschaftlichen Anreizsystemen, den sich aktuell abzeichnenden Markt- und Technikveränderungen zu erwarten (Kap. 4.1). Tabelle 3 zeigt die für die Bewertung ausgewählten Landnutzungsoptionen in Abhängigkeit unterschiedlicher Szenarios.

Ausgangspunkt ist die Annahme, dass auf HNV-Grünland eine extensive Nutzung stattfindet und diese unter den aktuellen Rahmenbedingungen nur über eine Zuzahlung durch die

⁵ (www.bfn.de/0316_bericht2007.html)

Gesellschaft aufrechterhalten wird (Flächenprämie 1. Säule, EPLR-Maßnahmen 2. Säule, Vertragsnaturschutzmaßnahmen für Flächen ohne Zahlungsanspruch). Marktwirtschaftliche Erlöse sind von untergeordneter Bedeutung.

Tabelle 3 gibt einen Überblick, welche Landnutzungsoptionen für HNV-Grünland relevant sind. Betrachtet werden: Aufgabe der Bewirtschaftung mit der Folge Mulchgrünland oder Verbuschung/Bewaldung, Intensive Grünlandnutzung oder Umwandlung des HNV-Grünlands in Ackerland. Weitere Landnutzungsoptionen für potenzielles Feuchtgrünland werden im Anbau von Kurzumtriebsplantagen sowie der Paludikultur gesehen.

Dabei wird darauf hingewiesen, dass davon auszugehen ist, dass die aktuell artenreichen Grünlandbestände vorzugsweise auf relativ unproduktiven oder auch unrentablen und daher traditionell extensiv bewirtschafteten Flächen (low input farming) anzutreffen sind (vgl. Kap. 4.1). Die Aufgabe der Bewirtschaftung ist somit bei Zahlungsänderungen auf vielen Flächen die wahrscheinlichste Landnutzungsoption. Dennoch besteht keine Sicherheit darüber, inwieweit Intensivierungs- und Umwandlungsbestrebungen bei den Flächennutzern und -eigentümern bestehen. Sofern der gestiegene Druck auf die landwirtschaftliche Fläche durch die Produktion von Biomasse anhält, kann regional gerade auf frischen und ggf. feuchten Standorten auch mit einer Intensivierung oder sogar mit Umbruch gerechnet werden, sofern Ordnungsrecht dem nicht entgegen steht. Anhand von Beispielen wurde aufgezeigt, dass auch Lebensraumtypen, relativ ertragsarme sowie relativ steile Grünlandflächen umgewandelt wurden. Lücken im rechtlichen Schutz bzw. in der Umsetzung ordnungsrechtlicher Auflagen bedingen selbst bei kurz- und mittelfristiger Betrachtung von pessimistischen Szenarien auszugehen (Kap. 4.1).

Tabelle 3: Relevante Landnutzungsoptionen für aktuelles HNV-Grünland

Landnutzungsoptionen	Begründung/Szenarios
Aufgabe der Bewirtschaftung, Mulchgrünland	Dies kann unter den aktuellen Rahmenbedingungen für Flächen mit Zahlungsanspruch ⁶ durch Zahlungsänderungen (Säule 1 und/oder 2) erwartet werden.
Aufgabe der Bewirtschaftung, Verbuschung/Bewaldung	Dies kann unter den aktuellen Rahmenbedingungen für Flächen ohne Zahlungsanspruch bei gravierenden Änderungen im Honorierungssystem (z. B. Vertragsnaturschutz) bzw. bei gravierenden Änderungen der Zahlungen aus 1./2. Säule erwartet werden.
Intensivierung der Bewirtschaftung aber Beibehaltung der Grünlandnutzung	Dies kann bei ansteigender Nachfrage nach Gras, welches nicht die besondere Qualität des HNV-Grünlands benötigt, erwartet werden (z. B. Anstieg der Nachfrage nach Gras zur Biomassenutzung, Wiederausdehnung der Milchviehhaltung, veränderten Kostenstrukturen, die die Rentabilität des Grundfutters erhöhen). Da jedoch anzunehmen ist, dass neben dem aktuellen HNV-Grünland ein nicht unerheblicher Teil extensiven Grünlands besteht, und es sich bei den aktuellen HNV-Flächen um bisher „relativ“ unproduktive Flächen handelt, besteht diese Option wahrscheinlich eher selten. Sie muss aber regional weiter diskutiert werden.
Intensivierung und Umbruch in Ackerland	Dies ist bei der aktuellen Nachfrage nach Ackerland vor allem für grundsätzlich ackerfähige Grünlandstandorte zu erwarten, wenn nicht bereits geschehen! Ob diese Gefahr tatsächlich für HNV-Grünland besteht, muss regional weiter diskutiert werden (Vorkommen von HNV-Grünland, Standortqualität, gesetzliche Regelungen). Mittel- bis langfristig kann sich diese Gefahr bei ansteigender Nachfrage verstärken.

Weitere Landnutzungsoption sehen wir in dem Anbau von Kurzumtriebsplantagen sowie der Paludikultur (Sumpf- und Röhrichtpflanzen im Rahmen einer landwirtschaftlichen Nutzung insbesondere auf Mooren) als mögliche Landnutzungsoption für potenzielles Feuchtgrünland.

6.2.2 Überblick wesentlicher potenzieller Umweltleistungen

In Tabelle 4 sind wesentliche Umweltleistungen von HNV-Grünland dargestellt und im Überblick Möglichkeiten der physischen Leistungsmessung (Kapazitätsmessung) sowie der monetären Bewertung genannt. Darüber hinaus ist aufgeführt, inwieweit davon auszugehen ist, dass die Leistung der einzelnen Flächen regional in Deutschland stark variiert. In diesem Fall müssen diese Abhängigkeiten bei der Quantifizierung auf nationaler Ebene berücksichtigt werden. Dies bedeutet, dass eine Messung/Abschätzung der Leistung ohne eine räumliche Verortung der HNV-Flächen kaum möglich ist (Kap. 5.3). Darüber hinaus wurde eingeschätzt, inwieweit der ökonomische Wert der Leistungen ebenfalls aufgrund einer unterschiedlichen regionalen Nachfrage (z. B. durch unterschiedliche Bevölkerungsdichten oder durch eine unterschiedliche Ausstattung als Reisedestination) räumlich innerhalb

⁶ Angesichts der aktuellen Agrarpolitik erhalten Landwirte eine Flächenprämie für landwirtschaftlich genutzte Flächen. Diese Prämie wird bei der Einhaltung von Cross Compliance (CC) gewährt. Bei Bewirtschaftungsaufgabe bleibt die Flächenprämie unter der folgenden Bedingung erhalten: Für Dauergrünland ist der Aufwuchs mind. einmal jährlich zu mulchen oder zu häckseln oder alle zwei Jahre zu mähen und das Mähgut abzufahren. In der Hauptbrut- und -aufzuchtzeit der Wildtiere (1. April bis 30. Juni) dürfen die Flächen nicht bearbeitet werden. Die Vorgaben können angepasst werden, soweit umwelt-, naturschutzfachliche oder regionale Gegebenheiten es erfordern.

Deutschlands differieren kann, also eine regionale sozio-ökonomische Abhängigkeit der Nachfrage besteht. Auch für diesen Fall ist die räumliche Verteilung der HNV-Flächen eine entscheidende Ausgangsinformation für die monetäre Bewertung.

Tabelle 4: Wesentliche Umweltleistungen von HNV-Grünland sowie Möglichkeiten zu deren Quantifizierung und Monetarisierung

Umweltleistung (kurze Beschreibung)	Mögliche Leistungs- messung (Angebot)	Natur- räumliche Abhängig- keit*	Wertart und monetäre Bewertung (Nachfrage)	Sozio- ökonomische Abhängigkeit **
Güterbereitstellungsleistung				
Biomasse	Ertrag in kg/ha	+	dnW-Deckungsbeitrag oder Pachtzins	
Qualitätsfutter	Ertrag in kg/ha	+	dnW-Deckungsbeitrag oder Pachtzins	+
Genetische Ressourcen	Anzahl von alten Rassen, die im Zusammenhang mit HNV-GL gehalten werden		inW (Tourismus)- Reisekostenansatz OW-kontingente Bewertung dnW-kontingente Bewertung	+
Frischwasser Wassermenge	Verbesserung der Grundwasser- neubildungsrate	+	dnW-Marktpreise inW – z. B. für Biodiversität, dann Erfassung im Rahmen des finalen ES	+
Frischwasser Wasserqualität	Verminderter Eintrag von Nährstoffen gegenüber Alternativnutzung	+	dnW- Vermeidungskosten inW – z. B. für Biodiversität, dann Erfassung im Rahmen des finalen ES	+
Regulationsleistung				
Klimaregulation	Verhinderte CO ₂ - Freisetzung gegenüber Alternativnutzung	+	inW-Alternativkosten/ Vermeidungskosten/ Schadenskosten	
Erosionsschutz	Verhinderung des Abtrags in t/ha gegenüber Alternativnutzung	+	inW- Vermeidungskosten	
Kulturelle Leistung				
Naherholung/ alltägliches Wohlbefinden/ räumliche Identität		+	dnW-kontingente Bewertung/ Diskret Choice/ Experimente Hedonic pricing	+
Naturtourismus	Anzahl der Touristen	+	dnW-Reisekosten	+
Existenzwert (im Sinne von non-use-value)				
Biodiversität	Artenreichtum/ Vorkommen von gefährdeten Arten	+	nuW-kontingente Bewertung/Diskret Choice/Experimente	+***

*Abhängigkeit des Angebotes von naturräumlichen Gegebenheiten; ** Abhängigkeit der Nachfrage von sozioökonomischen Gegebenheiten; *** Empirisch erfasste Zahlungsbereitschaften zeigen sozioökonomische Unterschiede. Eine Trennung in use und non use value (Existenzwert) erfolgt dabei jedoch nicht.

dnW = direkt nutzungsabhängiger Wert, inW = indirekt nutzungsabhängiger Wert; OW = Optionswert; nutzungsunabhängiger Wert = nuW (vgl. Kap. 3.1)

Wie in Tabelle 4 dargestellt, sind die Umweltleistungen von naturräumlichen Faktoren abhängig. Eine wesentliche Differenzierung liegt in der Unterscheidung zwischen trockenen, frischen und feuchten Standorten. Feuchte Standorte umfassen Auen und Moore. Moore zeichnen sich durch ihr besonderes Speichervermögen, Auen durch ihre spezifische Filterkapazität aus. Frische Standorte sind die landwirtschaftlich am besten nutzbaren. Hangneigung und Klima stellen i. d. R. wesentliche Hemmnisse für eine ackerbauliche Nutzung dar (Kap. 4.1). Anzunehmen ist, dass sie am stärksten von Intensivierung und Umwandlung in Ackerland betroffen sind. Trockene und magere Standorte sind Extremstandorte, die sowohl landschaftsprägend als auch kleinräumig als Landschaftsbestandteile vorkommen (Kap. 4.1). Besonders für Steillagen ist ohne Prämien die Bewirtschaftungsaufgabe und – soweit sie nicht unter die CC-Regelung fallen – Verbuschung die anzunehmende alternative Landnutzungsoption. Sicher sind diese Annahmen jedoch nicht (Kap. 4.1), daher erscheint es sinnvoll, um die Bedeutung von HNV-Grünland aufzuzeigen, von unterschiedlichen und auch aktuell teilweise noch unrealistisch erscheinenden Szenarien auszugehen.

Für räumlich differenzierte Aussagen fehlt die räumliche Verbreitung von feuchten, frischen und trockenen Standorten, der genaue Umfang von HNV-Grünland auf Moorstandorten und Hanglagen. Eine Ableitung des Mooranteils über die Bodenassoziationen und ggf. Hanglage als mögliche Indikatoren erscheint für differenzierte Szenarien zu ungenau. Empfehlenswert wäre der Versuch, mindestens den Feuchtezustand aus den Kennarten abzuleiten. Ebenso wäre zu prüfen, wenn man z. B. auf der Ebene der standortökologischen Raumgliederung weiter arbeiten will, inwieweit eine Zuordnung der Ergebnisse der FFH-Kartierung möglich ist. Der Anteil von HNV-Grünland auf Moorstandorten müsste landesweit mit geeigneten Standortkarten ermittelt werden. Eine genaue Lage des HNV-Grünlands bzw. die Validierung der in Kap. 6.6 verwendeten Hypothese wären dazu notwendig. Die Hangneigung kann anhand des digitalen Geländemodells ermittelt werden. Denkbar wäre eine weitere differenzierte Szenarienbildung auf der Ebene der standortökologischen Einheiten.

Mit den folgenden Tabellen (Tabelle 5 bis Tabelle 7) erfolgte eine allgemeine Abschätzung der Entwicklung von Umweltleistungen des HNV-Grünlands bei relevanten Landnutzungsoptionen. Eine genaue Betrachtung ist im Rahmen der Vorstudie nicht möglich. Die Bewertung erfolgte durch die Gutachterinnen. Dabei wurde bei so komplexen Umweltleistungen wie „Klimaregulation“ nur auf die Entwicklung der in Tabelle 4 dargestellten Leistungen Bezug genommen. Die Relevanz der Landnutzungsszenarien wurde nicht noch einmal gewichtet. Sie hängt natürlich ab von aktuellen förderpolitischen Rahmenbedingungen, Markt- und Technikentwicklungen (Kap. 6.2.1).

Tabelle 5: Umwelleistung des HNV-Grünlandes auf trockenen Standorten gegenüber veränderter Landnutzung

Wichtige Umwelleistung von HNV-Grünland auf trockenen Standorten (relevante Umwelleistungen grau unterlegt)		Veränderung der Umwelleistung bei alternativen Landnutzungen (relevante Landnutzungsänderung grau unterlegt)			
		Mulchgrünland	Verbuschung	Intensive GL-Nutzung	Intensive AL-Nutzung
Güterbereitstellung	Ertrag Biomasse				
	Ertrag Qualitätsfutter				
	Genetische Ressourcen		-		
	Frischwasser				
	Wassermenge		-		
	Wasserqualität				
Regulations-Umwelleistung	Klimaregulation		+		
	Erosionsschutz				
Kulturelle Umwelleistung	Naherholung ...		(-)		
	Naturtourismus		(-)		
Existenzwert	Biodiversität		-		

Grobe Abschätzung der Entwicklung der Umwelleistungen: Verbesserung: +; Verschlechterung -; Sofern keine Veränderung zu erwarten ist, erfolgen keine Angaben (dabei können auf regionaler Ebene davon abweichende Bewertungen notwendig sein).

Tabelle 6: Umwelleistung des HNV-Grünlandes auf frischen Standorten gegenüber veränderter Landnutzung

Wichtige Umwelleistung von HNV-Grünland auf frischen Standorten (relevante Umwelleistungen grau unterlegt)		Veränderung der Umwelleistung bei alternativen Landnutzungen (relevante Landnutzungsänderung grau unterlegt)			
		Mulchgrünland	Verbuschung	Intensive GL-Nutzung	Intensive AL-Nutzung
Güterbereitstellung	Ertrag Biomasse	-	-	+	+
	Ertrag Qualitätsfutter	-	-	-	-
	Genetische Ressourcen				
	Frischwasser				
	Wassermenge				
	Wasserqualität			-	-
Regulations-Umwelleistung	Klimaregulation		+		-
	Wasserregulation				
	Erosionsschutz			-	-
Kulturelle Umwelleistung	Naherholung	-	(-)	(-)	-
	Naturtourismus	-	?	(-)	-
Existenzwert	Biodiversität	-	-	-	-

Grobe Abschätzung der Entwicklung der Umwelleistungen: Verbesserung: +; Verschlechterung -; Sofern keine Veränderung zu erwarten ist erfolgen keine Angaben (dabei können auf regionaler Ebene davon abweichende Bewertungen notwendig sein)

Tabelle 7: Umweltleistung des HNV-Grünlandes auf feuchten Standorten (Flussauen und Moore) bei veränderter Landnutzung

Wichtige Umweltleistung von HNV-Grünland auf feuchten Standorten (relevante Umweltleistungen grau unterlegt)	Veränderung der Umweltleistung bei alternativen Landnutzungen (relevante Landnutzungsänderung grau unterlegt)			
	Mulchgrünland	Verbuschung	Intensive GL-Nutzung ¹	Intensive AL-Nutzung ¹
Ertrag Biomasse	-	-	+	+
Ertrag Qualitätsfutter				
Genetische Ressourcen				
Frischwasser				
Wassermenge				
Wasserqualität			-	-
Klimaregulation		+	-	-
Wasserregulation			-	-
Erosionsschutz			-	-
Naherholung	(-)	?	(-)	-
Naturtourismus	(-)	?	(-)	-
Biodiversität	-	-	-	-

Grobe Abschätzung der Entwicklung der Umweltleistungen: Verbesserung: +; Verschlechterung -; Sofern keine Veränderung zu erwarten ist, erfolgen keine Angaben (dabei können auf regionaler Ebene davon abweichende Bewertungen notwendig sein).

¹ nur möglich bei standörtlicher Veränderung des Wasserregimes

6.3 Überblick über die näher betrachteten Umweltleistungen

Folgende Umweltleistungen wurden für eine nähere Betrachtung im Rahmen dieser Studie ausgewählt:

- Biodiversität – gemessen an der Artenvielfalt

Begründung: Mit HNV-Grünland soll das für den Naturschutz im Sinne der Biodiversität besonders relevante Grünland erfasst werden. Biodiversität ist selbstredend die wichtigste Umweltleistung, die auf diesen Flächen erbracht wird. Dabei soll bei der Biodiversität der non-use-value erfasst werden. Der nuV würde im Zuge der finalen Leistungen/Güter erfasst werden, z. B. als „supporting services“ für den Bereich der kulturellen Leistungen. Wichtige Aufgabe in diesem Zuge war es, einen Überblick über Primärstudien im Bereich *stated preferences* zu erarbeiten und damit das Potenzial für benefit transfer aufzuzeigen. Darüber hinaus konnten die in parallelen BfN-Projekten (vgl. Fußnote 4) gewonnenen Ergebnisse einer Zahlungsbereitschaftsanalyse genutzt werden.

- Wasserqualität – gemessen an der Verminderung von Stickstoffimmissionen in Grund- und Oberflächengewässer

Begründung: Die agrarpolitischen Rahmenbedingungen bestimmen in starkem Maße die alternativen Landnutzungen. Auch wenn in den letzten Jahren in vielen Regionen gerade

für das noch artenreiche Grünland die größte Gefahr von einer Nichtnutzung ausging, kann sich dies relativ schnell ändern. Die aktuelle Entwicklung im Bereich Anbau von nachwachsenden Rohstoffen zeigt dies deutlich. Gerade unter diesen Vorzeichen ist es wichtig, aufzuzeigen, welche Umweltleistungen von HNV-Flächen (und der an diese Flächen gebundene Nutzung!) ausgehen. Die Verminderung von diffusen Einträgen der Landwirtschaft in das Grund- und Oberflächenwasser ist dabei eine der relevantesten Umweltleistungen.

- Klimaregulation – gemessen an der Verminderung der Freisetzung von Kohlenstoffemissionen

Begründung: In der aktuellen politischen Diskussion ist die Anerkennung der Verhinderung der Freisetzung von klimarelevanten Gasen aus der Landwirtschaft ein stark umstrittenes Thema. Es handelt sich auch hierbei, genau wie bei der beschriebenen Leistung „Wasserqualität“, um die Bewertung der Verhinderung eines negativen Effektes. Dabei schwankt die Leistung der HNV-Flächen jeweils in Abhängigkeit der Eigentumsrechte, was die Betrachtung erschwert. Gerade für den internationalen Klimaschutz ist das Thema der Anrechnung von verhinderten negativen externen Effekten natürlich äußerst heikel. Länder mit geringeren Auflagen (Einschränkungen der Eigentumsrechte) könnten ihre Bilanzen mit gleichen Maßnahmen weitaus mehr verbessern als Länder mit hohen Auflagen. Trotzdem wurde in der Logik der jahrelangen Betrachtung von Umweltleistungen die Verhinderung von negativen externen Effekten bei entsprechender Eigentumsrechtslage immer mit berücksichtigt. Vor diesem Hintergrund erschien dieses Thema gerade im Zuge der Betrachtung von Grünland interessant und aktuell.

- Produktionsleistung

Begründung: Im Millennium Ecosystem Assessment Report (2003, 2005) wird die Produktionsleistung als Ökosystemdienstleistung betrachtet. Allerdings wird von den Autoren dieser Studie eine generelle Berücksichtigung von landwirtschaftlichen Produkten (Erträgen) als Ökosystemdienstleistungen als kritisch angesehen (vgl. Kap. 2). Hinzu kommt, dass in der aktuellen Diskussion im Zusammenhang mit der Wertschätzung und Honorierung von Umweltleistungen vor allem die Bedeutung von nichtmarktfähigen Gütern im Vordergrund steht. Nicht desto trotz ist die Berücksichtigung der Produktionsleistung für Kosten-Nutzenbetrachtungen insbesondere gegenüber alternativen Landnutzungen hilfreich. In diesem Sinne wird die Produktionsleistung in Kapitel 6.7 kurz diskutiert.

6.4 Biodiversität – gemessen an der Artenvielfalt

6.4.1 Qualitative Beschreibung

HNV-Grünland ist das artenreichste Grünland in Deutschland. Es umfasst die Lebensraumtypen, die nach der europäischen FFH-Richtlinie zu erhalten und in einen guten Zustand zu entwickeln sind. Die Analyse ergab, dass die berücksichtigten Lebensraumtypen etwa 37 % des HNV-Grünlands einnehmen (Kap. 6.1). Neben diesen europaweit besonders schützenswerten Grünlandflächen umfasst HNV-Grünland regional besonders artenreiche

Grünlandflächen (vgl. Kap. 4.2). Dieses HNV-Grünland beherbergt eine standortörtlich charakteristische und an die langfristige, extensive Nutzung angepasste Artenvielfalt. HNV-Grünland ist somit die Grundlage, um eine an die Grünlandnutzung gebundene, gebiets-typische, natürliche und historisch entstandene Artenvielfalt zu erhalten.

Der Erhalt und die Entwicklung von ökologisch wertvollen landwirtschaftlichen Flächen (HNV-Flächen) wurden als zielorientierter Basisindikator sowie als gemeinsamer Wirkungs-indikator für die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums aufgenommen (EU KOM 2006). Der Erhalt und die Entwicklung von HNV-Flächen sind somit maßgeblich für die Bewertung des Fortschritts, der Effizienz und Wirksamkeit der ländlichen Entwicklungs-programme (Rat der Europäischen Kommission 2005). Neben dem in dieser Studie betrachteten HNV-Grünland (Kap. 4.2) zählen extensiv genutzte, artenreiche Ackerflächen, Streuobstwiesen, artenreiche Rebfluren, trockene und nasse artenreiche Ruderalstandorte, naturschutzfachlich wertvolle landwirtschaftliche Brachen sowie ausgewählte Landschafts-elemente zu den HNV-Flächen.

6.4.2 Quantifizierung

Die Leistung des HNV-Grünlands für die Bereitstellung von Biodiversität wurde im Rahmen der HNV-Kartierung in drei Stufen qualitativ bewertet. Dabei richtet sich die Bewertung nach dem Vorkommen von Kennarten und ist damit auch quantitativ untersetzt (Kap. 4.2).

Ergebnis der HNV-Erhebung ist nach der vorliegenden Analyse ein Gesamtumfang von 1.062.322 ha HNV-Grünland deutschlandweit (Kap. 6.1). Abbildung 9 zeigt die Verbreitung von HNV-Grünland auf der Ebene der standortökologischen Raumgliederung.

Die o. g. weitere qualitative Differenzierung der HNV-Flächen ist aktuell nicht möglich. Darüber hinaus liegen auch keine Zahlungsbereitschaftsanalysen vor, die für eine differenzierte Betrachtung der unterschiedlichen Qualitäten des Grünlandes genutzt werden könnten.

6.4.3 Monetarisierung

Für die Monetarisierung bietet sich die Zahlungsbereitschaft an (Kap. 5.4). Grundlegende Studien zur Ermittlung von Werten der Zahlungsbereitschaft für die Biodiversität in Deutschland haben Hampicke et al. (1991) durchgeführt. Dabei wurde ein ganzes Bündel von Maßnahmen für den Erhalt und Schutz der Biodiversität berücksichtigt und die Zahlungsbereitschaft für diese Maßnahmen erfragt. Die Ableitung eines Wertes für HNV-Grünland ist daraus nicht möglich. Ermittelt wurde ein Wert für den Schutz und Erhalt der Biodiversität zwischen ca. 5–10 Euro/Haushalt pro Monat.

Im Rahmen parallel laufender BfN-Projekte (vgl. Fußnote 4) wurde erneut für ausgewählte Maßnahmen zur Umsetzung der nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007) die Zahlungsbereitschaft für Biodiversität ermittelt. Es wurden Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen sowie investive Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung ausgewählter Lebensräume zum Schutz der Biodiversität in Deutschland berücksichtigt. Der Erhalt und die Entwicklung von HNV-Grünland nehmen dabei einen wesentlichen Teil ein.

HNV-Grünland umfasst nach der hier verwendeten Definition (Basis HNV-Kartierung) alle landwirtschaftlich genutzten und/oder von einer Pflege abhängigen Offenlandstandorte. Trockenstandorte, ehemals landwirtschaftlich genutzte Moore sowie Auen sind grundsätzlich Teil dieser Definition. Naturnahe, intakte Moore sowie natürliches, nicht pflegebedürftiges Grünland sind durch den Kartierungsanlass (HNV-Farmland) ausgeschlossen. Bezogen auf die Gesamtfläche des ermittelten HNV-Grünlands nehmen sie nur einen geringen Anteil ein. Regional kann dies jedoch von Bedeutung sein.

In der Befragung wurden Maßnahmenpakete auf der Ebene von Lebensräumen definiert. Im Zusammenhang mit HNV-Grünland stehen die betrachteten Kategorien: Trockenstandorte, Moore, Auen sowie Grünland. Das Gesamtprogramm enthielt zudem Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung des Lebensraums Wald und Ackerland.

Die Zahlungsbereitschaft für das Gesamtprogramm lag bei ca. 20 €/Haushalt/Monat. Die Zahlungsbereitschaft für lebensraumbezogene Teilpakete lag zwischen Mittelwerten von 8,45 € für Trockenstandorte und 10,40 € für die Kategorie Grünland.

Für die vorliegende Studie besteht das Ziel, den monetären Wert von HNV-Grünland zu identifizieren. Die Fragen nach der Zahlungsbereitschaft beziehen sich in weiten Teilen auf die für den Erhalt notwendige regelmäßige Pflege- oder Bewirtschaftungsmaßnahmen. Sie integrieren jedoch auch Maßnahmen zur Verbesserung des aktuellen Erhaltungszustands, Maßnahmen zur Lebensraumvernetzung sowie zur Aufwertung geeigneter Nicht-HNV-Flächen. Am besten auf die hier relevante Fragestellung übertragbar ist das Maßnahmenpaket für Trockenstandorte (s. Anhang). Zu den methodischen Problemen bei der Betrachtung von Teilprogrammen insbesondere bzgl. des Embedding Effektes sei auf die Projektberichte der zwei relevanten BfN-Studien verwiesen (vgl. Fußnote 4).

Für das Gesamtprogramm lässt sich nach Ansicht der Autoren der o. g. Studie eine plausible Zahlungsbereitschaft zwischen 2,6 Mrd € und 9,7 Mrd € schätzen. Der untere Wert ergibt sich, wenn nur diejenigen Personen, die an der Umfrage teilgenommen haben (27 % der Stichprobe), auch zahlungsbereit sind. Der obere Wert ergibt sich, wenn auch diejenigen, die nicht teilgenommen haben (die übrigen 73 %) tatsächlich im Durchschnitt eine ähnliche Zahlungsbereitschaft hätten wie diejenigen, die teilgenommen haben. Welche Zahl man weiteren Berechnungen/Überlegungen zugrunde legt, hängt daher von wesentlichen Annahmen ab. Entweder wird angenommen, dass Personen, die nicht an der Befragung teilgenommen haben, dies aus mangelndem Interesse am Schutz von Biodiversität getan haben oder dass andere Gründe hierfür ausschlaggebend waren (Meyerhoff 20107).

Um einen hektarbezogenen Wert zu erhalten, wäre, soweit sich keine sicheren unterschiedlichen Zahlungsbereitschaften zwischen den Maßnahmen nachweisen lassen, eine Gleichverteilung der Gesamtsumme auf die einbezogene Fläche denkbar. Ob dies sinnvoll ist, und welcher Wert dann angenommen werden könnte, wird als Ergebnis der o. g. Projekte erwartet.

⁷ frdl. schriftl. Mittlg.

6.5 Wasserqualität – gemessen an der Verminderung von Stickstoffimmissionen in Grund- und Oberflächengewässer

6.5.1 Qualitative Beschreibung

HNV-Grünland wurde durch eine langfristig extensive Nutzung erhalten. Anzunehmen ist, dass eine intensivere Grünlandnutzung oder eine Umwandlung in Ackerland die bewirtschaftungsbedingten Stickstoffemissionen erhöhen würden (Kühbauch 1995; Kersebaum et al. 2006; Osterburg 2007; UBA 2008).

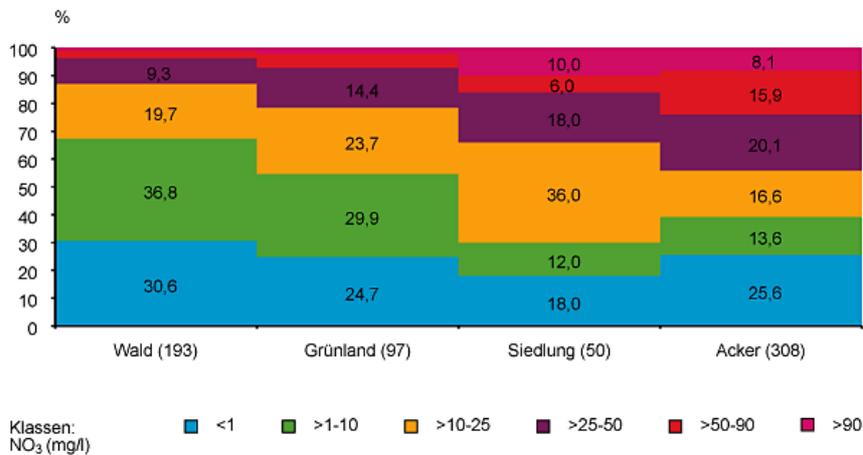
Osterburg et al. (2007) publizierten eine im Vergleich zu intensiver Grünlandnutzung (höherer GV-Besatz und Einsatz von Mineraldünger) zu erwartende Verminderung des N-Saldos bei extensiver Grünlandnutzung zwischen 10 und 60 kg N/ha. Auf dem Weg zum Gewässerkörper besteht jedoch je nach Lage der Fläche Speicher- und Redoxpotenzial, was die Höhe des stofflichen Eintrags in die Gewässerkörper beeinflusst. Bereits die Minderung der N-Fracht im Sickerwasser quantifizieren Osterburg et al. (2007) mit verbleibenden 0 bis 20 kg N/ha, im Mittel 10 kg N/ha. Besonders kritisch sind Standorte mit durchlässigen Böden oder Drainagen sowie grundwassernahe Standorte.

Trotz des Verzichts auf chemisch-synthetische Düngemittel kann Weidenutzung auch bei extensiver Beweidung zu erhöhten Stickstoffeinträgen führen (Kühbauch 1995; Jarvis et al. 1989; Schalitz und Beckmann 1998). Osterburg et al. (2007) bewerten extensive Weidenutzung mit vergleichbarem Minderungspotenzial.

Für den Erhalt von HNV-Grünland ist der Verzicht auf eine Narbenerneuerung mit Grünlandumbruch unabdingbar. Durch den zeitweiligen Umbruch können erhebliche Stickstoffmengen freigesetzt werden. Osterburg et al. (2007) bewerten das Minderungspotenzial durch den Verzicht bei der Anwendung einer extensiven Grünlandnutzung auf 40 bis 80 kg N/ha, im Mittel 60 kg N/ha.

Eine dauerhafte Umwandlung von HNV-Grünland zu Ackerland würde kontinuierlich höhere Stickstoffimmissionen in die Gewässerkörper erwarten lassen (Kühbauch 1995; Kersebaum et al. 2006; Osterburg et al. 2007; UBA 2008). Auf einigen besonders sensiblen Standorten besteht daher nach dem Bundesnaturschutzgesetz das Verbot Grünland umzubrechen (erosionsgefährdete Hanglagen, Überschwemmungsgebiete, hoher Grundwasserstand und Moorstandorte).

Verteilung der Nitratgehalte (2002) für die Messstellen des EUA-Grundwassermessnetzes, gegliedert nach der Landnutzung aus CORINE LANDCOVER (punktbezogene Zuordnung der Messstellen)



Quelle: Umweltbundesamt 2004 – eigene Zusammenstellungen

Quelle: UBA 2008

Abbildung 10: Einfluss der Nutzung auf die Nitratgehalte im Grundwasser für Deutschland

6.5.2 Quantifizierung

Osterburg et al. (2007) haben vor dem Hintergrund der Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie unterschiedliche landwirtschaftlich relevante Maßnahmen hinsichtlich ihres Potenzials für die Nitratreduktion bewertet. Dabei wurde auch die Wirkung einer extensiven Grünlandnutzung betrachtet. Es wurden auf der Ebene Deutschlands Schwankungsbreiten für die mögliche Wirkung durch extensive Grünlandnutzung im Vergleich zu intensiver Nutzung im Rahmen dieser Studie untersucht. Enthalten ist auch ein Wert für die Umwandlung von Ackerland in Grünland (umgekehrter Prozess). Indikatoren sind: N-Saldo, Herbst- N_{\min} und N-Fracht im Sickerwasser. Für die Quantifizierung der Effekte rechneten wir mit dem Wert der N-Fracht. Es handelt sich dabei um Emissionswerte. Die letztendlich für die Gewässer wirksam werdenden Immissionen werden hiermit nicht bewertet.

Um die Auswirkung der relevanten Landnutzungsänderungen (Kap. 6.2) anhand der zur Verfügung stehenden Daten aufzuzeigen, betrachteten wir die beiden Optionen:

- Intensivierung der Grünlandnutzung
- Umwandlung in Ackerland.

Die folgende Tabelle (Tabelle 8) zeigt die verminderten Emissionen je Hektar und Referenz. Eine extensive Nutzung erreicht im Vergleich zur intensiven Nutzung eine verminderte N-Fracht zwischen 0 und 20 kg/ha. Der Verzicht auf die Narbenerneuerung steigert den Wert um 40 – 80 kg/ha. Im Vergleich zur Ackernutzung wird die extensive Nutzung mit einer Verringerung von 30 –70 kg/ha bewertet.

Würde man als ein „Extremfall“ davon ausgehen, dass das gesamte HNV-Grünland als Ackerland genutzt werden würde, so entstünden mit den zugrunde gelegten Emissionswerten zusätzlich zwischen knapp 32.000 bis zu gut 74.000 t Stickstoffemissionen pro Jahr.

Da unter den aktuellen Rahmenbedingungen jedoch kaum für alle HNV-Flächen (auch ohne Förderung) ein Umbruch oder auch eine intensive Nutzung als realistische Option anzunehmen ist, erscheint es für die Berechnung eines HNV-Gesamtwertes hinsichtlich der Verringerung von Stickstoff-Emissionen sinnvoll, von möglichen Szenarien auszugehen.

Zu diesen Rahmenbedingungen gehören z. B. die Vorgaben der FFH-Richtlinie, nach denen ein guter Zustand der LRT zu erhalten bzw. zu entwickeln ist. Für die LRT kann daher Umbruch oder intensive Grünlandnutzung nicht als Option angenommen werden. In der Umsetzung greift die Richtlinie jedoch, wie Einzelfälle zeigen, noch nicht (Kap. 4.1).

Ebenso stellt Cross Compliance eine Bedingung für den Erhalt von Grünland und damit auch HNV-Grünland dar. Nach den Vorgaben von Cross Compliance (CC) muss der Grünlandanteil erhalten werden. Bei der Überschreitung von 5 % Grundlandumbruch müssen Maßnahmen getroffen werden, weiteren Umbruch zu verhindern, 10 % Veränderung zum Wert von 2003 dürfen es nach CC höchstens sein. In einigen Bundesländern wurden jedoch seit 2003 bereits mehr als 5 % des Grünlands umgewandelt (Kap. 4.1). Ein Szenario von weiteren 5 % ist somit nicht unrealistisch, eine vollständige Umwandlung des HNV-Grünlands jedoch äußerst unrealistisch, zumal auch über das Bundesnaturschutzgesetz eigentlich eine Umwandlung auf sensiblen Flächen untersagt ist.

Zu diskutieren ist ebenso die jeweils regionale Nachfrage nach einer intensiveren Grünlandnutzung. Da wir davon ausgehen, dass es sich bei den Standorten des aktuell naturschutzfachlich wertvollen HNV-Grünlands um bisher eher „unrentable“ handelt (Kap. 4.1), erscheint uns auch diese Option kaum für das gesamte HNV-Grünland realistisch. Auf der anderen Seite besteht gerade vor einer intensiven Grünlandnutzung kein langfristiger, effektiver Schutz.

Um den Gesamtwert des HNV-Grünlands hinsichtlich der Verringerung der Stickstoff-Emissionen nicht zu einem völlig unrealistischen Wert steigen zu lassen, dennoch die möglichen Dimensionen deutlich zu machen, legten wir beispielhaft folgende Annahmen zugrunde:

- Wir gingen pauschal davon aus, dass für 50 % des HNV-Grünlands die Option besteht als intensives Grünland genutzt zu werden (LRT-Status bleibt unberücksichtigt).
- Zusätzlich berücksichtigten wir eine Umwandlung in Ackerland bei 5 % des HNV-Grünlands.

Dieses Szenario könnte weiter nach regionalen und standörtlichen Kriterien differenziert werden (vgl. auch Kap. 6.2).

Tabelle 8: Spannen der zusätzlichen N-Fracht im Sickerwasser bei unterschiedlichen Landnutzungsoptionen

	Extensive Grünlandnutzung gegenüber intensiver Grünlandnutzung			+ Verzicht auf Narbenerneuerung		
	min	mittel	max	min	mittel	max
N-Fracht (kg N/ha)*	0	10	20	40	60	80
Szenario	Berechnung der N-Fracht (t N)					
Intensive Grünlandnutzung auf 50 % HNV-Grünland (531.161 ha)	0	5.3112	10.623	21.246	31.870	42.493
	Extensive Grünlandnutzung gegenüber intensiver Ackernutzung**					
	min	mittel	max			
N-Fracht (kg N/ha)*	30	50	70			
Szenario	Berechnung der N-Fracht (t N)					
Umwandlung auf 5 % HNV-Grünland (52.532 ha)	1.576	2.627	3.677			

* Wertespanssen nach Osterburg et al. (2007); ** Werte stammen vom umgekehrten Prozess: Umwandlung von Ackerland in Grünland

6.5.3 Monetarisierung

Für die Monetarisierung wird ein **Vermeidungskostenansatz** gewählt. Dabei werden die Kosten kalkuliert, die entstehen, um eine Landbewirtschaftung zu ermöglichen, die N-Emissionen vermeidet. Im vorliegenden Fall wird kalkuliert, welche Kosten den Landwirten auf HNV-Grünland entstehen, wenn sie auf eine der beiden Landnutzungsoptionen verzichten. Dazu werden die in Osterburg et al. (2007) kalkulierten Kosten genutzt. Es werden Spannen an möglichen Kosten dargestellt, die aufgrund betrieblicher und standörtlicher Unterschiede teilweise stark variieren können.

Tabelle 9 zeigt die Vermeidungskosten, die jeweils entstehen, wenn auf die Umwandlung bzw. die intensive Grünlandnutzung verzichtet werden würde.

Betrachtet man die Kostenwirksamkeit, so besteht in Folge der Wirkungs- und Kostenspannen ebenso eine relativ breite Spanne. Geht man von den bei Osterburg et al. berechneten Spannen der Kostenwirksamkeit aus, so erreicht die umbruchlose Grünlanderneuerung und damit der mit dem Erhalt des HNV-Grünlands einhergehende Verzicht auf eine Narbenerneuerung eine sehr gute Effizienz. Die Kosten je reduzierter N-Fracht liegen bei 0,3 – 1,3 Euro/kg N. Unsicherheit besteht, inwieweit bei dieser Bewertung eine Zeitspanne berücksichtigt wurde. Im Vergleich z. B. zur extensiven Grünlandnutzung kann der Effekt kaum je Jahr angenommen werden.

Die extensive Grünlandnutzung wird in ihrer Kostenwirksamkeit ungünstiger bewertet. Die Kosten liegen zwischen 4,0 – 10 Euro/kg N. Ebenso weist der Verzicht auf die Umwandlung relativ hohe Kosten auf, 5,3 – 20,0 Euro/kg N. Wäre die Verhinderung von

Stickstoffemissionen das alleinige Ziel, würden die letztgenannten nicht unbedingt zu den effizientesten Möglichkeiten gehören.

Um den monetären Wert der verminderten Emissionen zu berechnen, müsste die kostengünstigste Maßnahme mit gleichem Effekt zugrunde gelegt werden (least cost). Betriebliche Möglichkeiten und Akzeptanz sind jedoch gerade bei freiwilligen Maßnahmen zu berücksichtigen. Vor einer pauschalen Anwendung der Kosten-Wirksamkeitsrelationen wird daher gewarnt (vgl. auch Osterburg et al. 2007).

Eine Maßnahme mit guter Kostenwirksamkeit zur Minderung von Stickstoffemissionen ist z. B. der Anbau von Zwischenfrüchten mit spätem Umbruch. Die Zwischenfrüchte dienen der Vermeidung von Stoffverlusten über den Winter. Ihre Kostenrelation wird mit 0,8 - 4,8 Euro/kg N angegeben. In ihrer Wirkung zur Minderung der N-Fracht liegen sie mit einer Spanne zwischen 25 – 50 kg N/ha knapp unterhalb der Spanne der Umwandlung (vgl. Tabelle 8). Ihre Kosten belaufen sich jedoch auf (nur) 40 – 120 Euro/ha. Um z. B. den oben berechneten Effekt des Verzichts auf die Umwandlung von 5 % HNV-Grünland zu erreichen, würden statt der 19,4 – 31,5 Mio. Euro 1,3 – 17,7 Mio. Euro an Kosten entstehen. Um die Gesamtwirkung des Szenarios zu erreichen, entstünden bei minimaler erwarteter Szenariowirkung und hoher Kostenwirksamkeit der Zwischenfrüchte Kosten von 18,3 Mio. Euro. Bei maximaler Szenariowirkung und ungünstiger Kostenwirksamkeit der Zwischenfrüchte liegen die Kosten jedoch mit mehr als 200 Mio. Euro über den maximalen Kosten aus Tabelle 9.

Der monetäre Gesamtwert des HNV-Grünlands zur Verringerung von Stickstoff-Emissionen müsste schließlich durch die Nachfrage korrigiert werden. Kalkuliert werden dürften lediglich Flächen, für die eine Nachfrage nach verminderten Emissionen besteht. Dieser Schritt kann im Rahmen des Projektes nicht vollzogen werden.

Tabelle 9: Kosten für die Vermeidung der N-Fracht bei unterschiedlichen Landnutzungsoptionen für das HNV-Grünland in Deutschland

	Extensive Grünlandnutzung gegenüber intensiver Grünlandnutzung			+ Verzicht auf Narbenerneuerung		
	min	mittel	max	min	mittel	max
Kosten (€/ha)*	80	100	150	20	40	50
Wirkung (kg N/ha)*		0 – 20			40 - 80	
Szenario	Intensive Grünlandnutzung auf 50 % HNV-Grünland (531.161 ha)					
Kosten (Mio. Euro)	42,5	53,1	79,7	10,6	21,2	26,6
Wirkung (t N)		0 – 10.623			21.246 - 42.493	

Extensive Grünlandnutzung gegenüber intensiver Ackernutzung**			
	min	mittel	max
Kosten (€/ha)*	370	400	600
Wirkung (kg N/ha)*	30 - 70		
Umwandlung auf 5 % HNV-Grünland (52.532 ha)			
Szenario			
Kosten (Mio. Euro)	19,4	21,0	31,5
Wirkung (t N)	1.576 - 3.677		

*Kostenspannen nach Osterburg et al. (2007); ** Werte stammen vom umgekehrten Prozess: Umwandlung von Ackerland in extensives Grünland

6.6 Klimaregulation – gemessen an der Verminderung der Freisetzung von Kohlenstoffemissionen

6.6.1 Qualitative Beschreibung

Die Umwandlung von Grünland in Ackerland führt nach gängiger wissenschaftlicher Meinung zur Freisetzung von CO₂, somit zum Verlust an organischem Kohlenstoff (UBA 2010). Die Menge der Freisetzung ist abhängig von den Standortfaktoren, wie Bodenart, Hydromorphie, Pflanzen, Klima und Bewirtschaftung.

Moorböden verfügen über die höchsten Kohlenstoffvorräte. Mit der Veränderung der Bewirtschaftung von Grünland in Ackerland geht man mit bisher großer Unsicherheit davon aus, dass sich die jährliche Freisetzung von einem Schätzwert von ca. 5 t/ha auf 11 t/ha erhöht (UBA 2010).⁸

6.6.2 Quantifizierung

Methodisches Vorgehen

Zur Quantifizierung des potenziell freigesetzten Kohlenstoffs folgten wir im Wesentlichen der Methodik für die Klimaberichterstattung (Bereich Landnutzungsänderung, UBA 2010).

Wesentliche Datengrundlage war die Bodenübersichtskarte für Deutschland (BÜK 1000). Sie fasst unterschiedliche Standortausprägungen in Bodenassoziationen zusammen. Diese sind mit jeweils einem Leitprofil beschrieben. Unter der Annahme, dass diese Leitprofile als repräsentativ zu werten sind, werden ihre Informationen zur Berechnung standortdifferenzierter Kohlenstoffvorräte genutzt. Es wurden die C_{org}-Gehalte mit den jeweiligen Rohdichten und Horizontmächtigkeiten multipliziert und anschließend der Skelettanteil abgezogen. Die Horizontvorräte wurden bis 30 cm Tiefe addiert.

⁸ Freisetzung von NO₂ und CH₄ werden an dieser Stelle nicht berücksichtigt.

Über einen Verschnitt der Bodenübersichtskarte mit Landnutzungsdaten wurden die Kohlenstoffvorräte speziell für Grünlandflächen ermittelt. Aufgrund des hohen Rechenaufwands mit ATKIS wurde der Landnutzungsbezug mit CORINE 2000 realisiert⁹. Dabei wurde auch die standortökologische Raumgliederung als räumliche Zieleinheit im Verschnitt integriert. Ziel war, flächengewichtete Werte je standortökologischer Einheit zu berechnen, um diese dann mit den HNV-Anteilen in Beziehung zu setzen. Wir arbeiten damit mit der bisher ungeprüften Hypothese, dass HNV-Grünland innerhalb der standortökologischen Einheiten gleich verteilt auf Grünland vorkommt.

Bei der Umwandlung von Grünland in Ackerland gehen wir von einem Verlust von 30,43 % der Kohlenstoffvorräte, bei Moorböden pauschal von zusätzlichen 6 t C/ha/Jahr (UBA 2010) aus. Um den o. g. Schätzwert für Moorböden in die Berechnung zu integrieren, legen wir eine Zeitspanne von zehn Jahren zugrunde¹⁰. Der potenzielle Verlust der Kohlenstoffvorräte wurde für alle Grünlandflächen berechnet und ein standortdifferenziertes, flächengewichtetes Mittel für jede standortökologische Einheit ermittelt.

Um die Auswirkung einer möglichen Umwandlung von HNV-Grünland zu verdeutlichen, rechneten wir wie in Kap. 6.5 mit dem Szenario von 5 % Umwandlung. Unterschiede im Kohlenstoffvorrat zwischen einer extensiven und intensiven Grünlandnutzung werden entsprechend der aktuellen Methode der Berichterstattung nicht berücksichtigt.¹¹

Im Unterschied zu Kap. 6.5 berücksichtigten wir die regionale und damit standörtliche Verteilung des HNV-Grünlands. Ausgehend vom Flächenumfang des HNV-Grünlands innerhalb der standortökologischen Einheiten ergeben sich je nach deren flächengewichtetem Mittelwert der potenzielle Verlust an organischem Kohlenstoff und die Freisetzung von CO₂. Eine regionale Anpassung des Szenarios hinsichtlich der tatsächlichen Nachfrage nach einer Grünlandumwandlung wäre ein weiterer sinnvoller Schritt, der aber im Rahmen dieses Projektes nicht geleistet werden kann.

Ergebnis

Die Abbildung 11 zeigt den flächengewichteten, mittleren Verlust der organischen Kohlenstoffvorräte bei einer Umwandlung von Grünland in Ackerland innerhalb der standortökologischen Einheiten. Abbildung 12 stellt das Ergebnis dar, wenn jeweils 5 % der HNV-Flächen umgewandelt werden würden. Die freigesetzte Gesamtmenge an CO₂ bei 5 % Umwandlung weist Tabelle 10 aus.

⁹ Als potenzielles HNV-Grünland berücksichtigte Kategorien: Wiesen und Weiden, natürliches Grünland, Heiden und Moorheiden, Strände, Dünen und Sandflächen, Flächen mit spärlicher Vegetation, Torfmoore, Salzwiesen.

¹⁰ Dieses Vorgehen bei der Kalkulation ist notwendig, um die Bedeutung der Moorböden aufzuzeigen, die sich nach der aktuellen Berechnung im Nationalen Inventarbericht erst durch die veränderten jährlichen Emissionen abheben. Die Berechnung erfolgt in Rücksprache mit Dr. Andreas Gensior (vTI Emissionsberichterstattung).

¹¹ Es wird aber darauf hingewiesen, dass die Frage der Klimawirkung von extensivem Grünland sehr umstritten diskutiert wird (frdl. mündl. Mittlg. von Frau Dr. Freibauer, vTI).

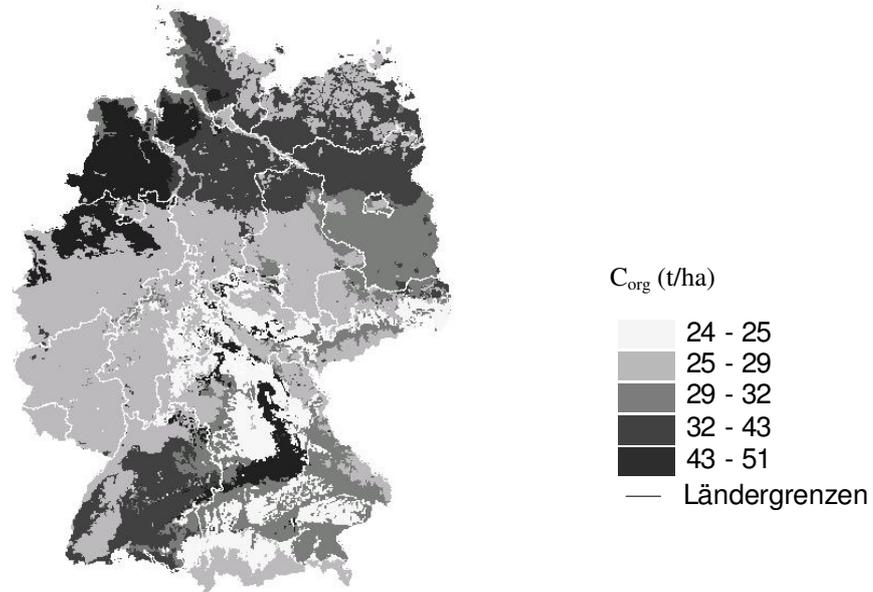


Abbildung 11: Mittlerer Verlust C_{org} (t/ha) bei der Umwandlung von Grünland in Ackerland
(eigene Darstellung; Datengrundlage: Standortökologische Raumgliederung, BfN; flächengewichtetes Mittel berechnet aus dem Verschnitt BÜK 1000 und CORINE 2000)

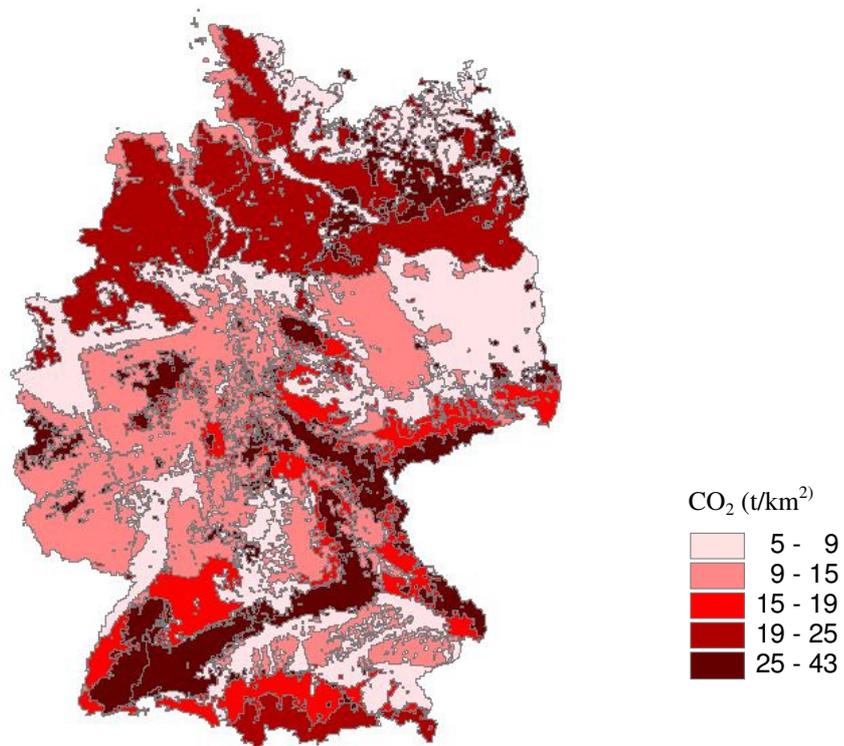


Abbildung 12: Freisetzung von CO_2 bei der Umwandlung von 5 % des regionalen HNV-Grünlands in Ackerland

(eigene Darstellung; Datengrundlage: Standortökologische Raumgliederung, BfN; auf der Basis des flächengewichteten Mittel und dem Flächenumfang von HNV-Grünland)

Tabelle 10: Freisetzung von CO₂ bei der Umwandlung von HNV-Grünland in Ackerland auf der Ebene von Deutschland*

	HNV-Grünland (ha)	Freisetzung C _{org} (1.000 t)	Freisetzung CO ₂ (1.000 t)
Umwandlung 5 % HNV-Grünland	52.532	1.699	6.226

* Die Anteile wurden je standortökologischer Einheit gerechnet, Flächenumfang und Freisetzung anschließend summiert.

Unsicherheit

Die flächengewichteten Mittelwerte wurden aufgrund des geringeren Rechenaufwands anhand von CORINE berechnet. Abweichungen bei der Berechnung mit ATKIS sind möglich. Der Flächenumfang der ausgewählten CORINE-Kategorien liegt je nach standortökologischer Einheit bei 50–126 % des Grünlandumfangs aus ATKIS. Tabelle 13 im Anhang zeigt beispielhaft einen Vergleich von Flächenumfängen bei unterschiedlichen Bezugsgrößen.

In Anbetracht der stark verallgemeinernden Datengrundlage ohne Kenntnis der realen Nutzung können die Werte kaum eine feste Größe darstellen, vielmehr sollten allgemeine regionale Unterschiede deutlich werden. Besonders kritisch ist die Identifikation der Moorstandorte. Die deutschlandweite Bodenübersichtskarte ist hier zu stark verallgemeinernd. Emissionswerte sowie eine bessere Kenntnis zu den Kohlenstoffvorräten werden in unterschiedlichen Projekten aktuell wissenschaftlich untersucht. Gerade im Zusammenhang mit der Klimaberichterstattung sollen die Datengrundlagen sowie die Annahmen zu den Freisetzungsraten weiter verbessert werden (UBA 2010).

Im Rahmen der Klimaberichterstattung werden, um Unsicherheiten zu verdeutlichen, Streuungen je Leitprofil berechnet. Darauf wurde im Rahmen dieser Arbeit verzichtet.

6.6.3 Monetarisierung

Der freigesetzte organische Kohlenstoff kann mit den Kosten, die in der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (2007) zur Schätzung externer Umweltkosten publiziert wurden, verknüpft werden (Vermeidungskosten). Es werden 70 €/t CO₂-Äq angesetzt. Rechnet man diesen monetären Wert auf den Flächenumfang, so handelt es sich bei einer angenommenen Zeitspanne von zehn Jahren um Größenordnungen zwischen 600 bis über 1.300 €/ha/Jahr.¹²

Von der Möglichkeit einer nachfrageseitigen Monetarisierung über den CO₂-Emissionshandel wurde Abstand genommen. Der vorliegende Sachverhalt ist in diesem Rahmen nicht integriert.

¹² In der Ökonomie müsste hier das Verfahren der Abzinsung und Aufaddierung als Standardverfahren angewendet werden. Aufgrund der Kürze der Zeit und der erst zum Schluss vorliegenden Ergebnisse der Quantifizierung musste darauf verzichtet werden.

Tabelle 11: Kosten für die Vermeidung der Freisetzung von CO₂ bei einer Umwandlung von HNV-Grünland in Ackerland auf der Ebene von Deutschland*

	HNV-Grünland (ha)	Freisetzung C _{org} (1.000 t)	Freisetzung CO ₂ (1.000 t)	Monetärer Wert** (Mio. €)
Umwandlung 5 % HNV-Grünland	52.532	1.699	6.226	435,8

*Die Anteile wurden je standortökologischer Einheit gerechnet, Flächenumfang und Freisetzung anschließend summiert.

** Es wurden Vermeidungskosten von 70 €/t CO₂ angesetzt (UBA 2007).

6.7 Produktionsleistung

HNV-Grünland ist das Ergebnis einer über langen Zeitraum extensiven Bewirtschaftung. Setzt man ökonomisches Handeln der Landwirte voraus, so ist die relativ geringe Rentabilität der Flächen Voraussetzung für den bis heute erhaltenen Bestand an HNV-Grünland. Die extensive Bewirtschaftung war unter den bisherigen Voraussetzungen rentabler als eine intensivere Nutzung, die Bewirtschaftung rentabler als die Flächenaufgabe.

Mit veränderten Rahmenbedingungen oder auch veränderter Betriebszugehörigkeit kann sich Rentabilität verändern. Intensivierung aber auch Flächenaufgabe sind relevante alternative Landnutzungsoptionen für HNV-Grünland (Kap. 6.2.1). Die Handlungsalternative kann, solange Ordnungsrecht dem nicht entgegensteht, jeweils neu abgewogen werden.

Der Deckungsbeitrag zeigt als Differenz von Erlös und Kosten an, inwieweit sich die Bewirtschaftung einer Fläche lohnt. Für nichtmarktfähige Leistungen sind zudem Ersatzmöglichkeiten und -kosten relevant (Thomas et al. 2004). Im Anhang ist eine Tabelle mit Standarddeckungsbeiträgen für Grünland in den Bundesländern dargestellt. Diese Werte sind allerdings für HNV-Grünland wenig aussagekräftig, da es sich, wie beschrieben, eher um die Grünlandstandorte mit geringer Produktivität handelt.

Die Bewirtschaftung eines Teils des HNV-Grünlandes ist unter den gegebenen Rahmenbedingungen unrentabel (negativer Deckungsbeitrag). Die Bewirtschaftung lohnt sich aktuell erst durch eine zusätzliche Honorierung z. B. in Form von Agrarumweltmaßnahmen (vgl. Kap 4.1). Berücksichtigt man also den notwendigen menschlichen Input bei der Betrachtung der Ökosystemdienstleistungen, so ergibt sich eine negative Produktionsfunktion. Anhaltspunkte zur Höhe geben die Prämienkalkulation für sogenannte „Landschaftspflegemaßnahmen“. Vollkostenerhebungen liegen hier zwischen 435 bis über 600 Euro (Hampicke 2009). Hampicke veranschlagt darauf aufbauend durchschnittlich 500 Euro an Kosten pro Hektar und Jahr für sogenannte mesohemerober Halbkulturlandschaft und Traditionsgrünland. HNV-Grünland fällt in diese Kategorie.

Auf landwirtschaftlich rentablen Standorten, auf denen HNV-Fläche als intensiv genutztes Grünland oder als Ackerland nutzbar wäre, liegen die in Kap. 6.5.3 verwendeten Kosten laut (Osterburg et al. 2007) bei mindestens 80 Euro/ha (minimal für eine extensive im Vergleich zur intensiven Grünlandnutzung) bis zu maximal 600 Euro/ha (maximal für den Verzicht auf die Umwandlung in Ackerland). Das heißt, dass unter Berücksichtigung der

Alternativnutzung im Vergleich ebenfalls von einer negativen Produktionsfunktion auszugehen ist.

Geht man von dem in Kap. 6.5.2 verwendeten Szenario aus, dass auf ca. 50 % des HNV-Grünlands eine intensivere Grünlandnutzung und auf 5 % des HNV-Grünlands eine Umwandlung in Ackerland angenommen wird, entstünden bei den oben aufgeführten Kosten für den Erhalt dieses Anteils des HNV-Grünlands Kosten von mindestens 73 Mio. Euro bis zu maximal 138 Mio. Euro.

Nimmt man für die restlichen 45 % die Flächenaufgabe als alternative Landnutzungsoption an, so würden hier für den Erhalt des HNV-Grünlands mit den o. g. mittleren Pflegekosten rund 239 Mio. Euro anfallen. Um zu verhindern, dass diese Kosten unterhalb der notwendigen Pflegekosten liegen, und daher die Nutzungsaufgabe droht, müssen standort- und betriebsspezifische Pflegekosten bekannt sein und ein flexibles Honorierungsinstrument zur Verfügung stehen. Detaillierte Kostenrechnungen sind als Ergebnis der parallel laufenden BfN-Projekte (vgl. Fußnote 4) zu erwarten.

7 Diskussion und Ausblick

Diese Vorstudie hat zum Ziel, einen Einstieg in die (monetäre) Erfassung der sogenannten Ökosystemdienstleistungen (*ecosystem services*) von naturschutzfachlich wertvollem Grünland in Deutschland zu geben. Dabei sollten sich die Betrachtungen auf das sogenannte High-Nature-Value-Grünland (HNV-Grünland) beziehen, das nicht zuletzt im Kontext der aktuellen europäischen Agrarumweltpolitik eine wichtige Größe des Naturschutzes darstellt. Dieses wertvolle Grünland wird auf der Grundlage seiner Artenvielfalt/des spezifischen Arteninventars – als Kriterien der Biodiversität – definiert.

HNV-Grünland ist ein wesentlicher Bestandteil der europäischen **Kulturlandschaft** und bedarf einer Nutzung bzw. Pflege durch den Menschen. Von daher hängen die nutzenstiftenden Leistungen, die von diesen Grünlandflächen ausgehen, nicht nur von ökosystemaren, sondern auch menschlichen Kapazitäten ab. Das **Ecosystem-Service-Konzept** ist gerade für derartige kulturgeprägte Umweltgüter **nur eingeschränkt direkt anwendbar**. Es wird daher vorgeschlagen, in diesem Fall von **Umweltleistungen von HNV-Grünland** zu sprechen und damit auch die Verminderung von negativen externen Effekten möglicher alternativer Landnutzungen mit in die Betrachtung einzubeziehen. In diesem Fall hängen die Leistungen nicht alle direkt von der Biodiversität des HNV-Grünlandes ab. Die Biodiversität wird als **eine** Leistung der Flächen betrachtet.

Im Rahmen der Vorstudie sind wesentliche potenzielle Umweltleistungen und Ansätze zur Quantifizierung im Überblick dargestellt. Hervorgehoben ist, dass zum einen das Angebot an konkreten Umweltleistungen entscheidend von naturräumlichen Standortfaktoren abhängt, zum anderen die Nachfrage ebenfalls von räumlich differenzierten sozioökonomischen Faktoren bestimmt wird. Darüber hinaus ist bei vielen Themen die Quantifizierung der Leistung nur relativ zu einer Alternativnutzung sinnvoll. Dazu sind realistische alternative Landnutzungsoptionen notwendig. Sie sind ebenso wie die Leistungsbewertung im räumlichen Kontext zu differenzieren. Für eine solche, räumlich differenzierte Bewertung und

Monetarisierung setzten die aktuell verfügbaren Daten jedoch wesentliche Restriktionen 5.3. und 6.2.2). Im Fazit bedeutet dies, dass **aktuell für Deutschland Quantifizierungen und Monetarisierungen des HNV-Grünlandes nur sehr eingeschränkt möglich sind**, nicht zuletzt, da keine räumliche Verortung dieser Flächen für Deutschland vorliegt.

Im Rahmen der Vorstudie wurde auf der Grundlage vorhandener Daten und durchführbarer räumlicher Analysen eine Quantifizierung für vier verschiedene Umweltleistungen vorgenommen: „Erhaltung der Biodiversität“, „Verminderung von Stickstoffimmissionen in Grund- und Oberflächengewässer“, „Verminderung der Freisetzung von Kohlenstoffemissionen“ sowie der „Produktionsfunktion“. Bei der monetären Bewertung wurde auf vorhandene Erhebungen bzw. Kostenschätzungen zurückgegriffen. Bei der monetären Bewertung der **Biodiversität** ist zu berücksichtigen, dass es sich um sogenannte **nutzungsunabhängige Werte** („*non-use values*“) handelt. Damit kommen ausschließlich Methoden der **Zahlungsbereitschaftsanalysen/Choice Experimente** für die monetäre Bewertung in Frage. Im Rahmen dieser Studie konnte auf eine aktuelle Erhebung in parallel laufenden BfN-Projekten (vgl. Fußnote 4) zurückgegriffen werden, wenn auch nicht explizit die Zahlungsbereitschaft für das „Umweltgut HNV-Grünland“ erfragt wurde (vgl. Meyerhoff 2010). Zahlungsbereitschaftsanalysen als einzig verfügbarer Ansatz sind sehr hilfreich, Präferenzen für Umweltleistungen zu erfragen. Die Schwächen dieser Methoden sind jedoch bei der Verwendung der Ergebnisse derartiger Befragungen zu berücksichtigen. Neben dem Aspekt, dass hypothetische Fragen gestellt und beantwortet werden („*hypothetical bias*“ vgl. z. B. Neill 1994), ist gerade im Umweltbereich mit den teilweise komplexen Umweltgütern/Umweltleistungen die Frage des Vorwissens der Befragten ein wichtiger Aspekt, der neben dem „*embedding effect*“ (vgl. Meierhoff 2003) das Ergebnis der Bewertung beeinflusst („*information bias*“) (vgl. Ahlheim & Frör 2003). Die Ergebnisse derartiger Befragungen können im Gegenzug aber z. B. auch wichtige Hinweise zum Informationsstand der Bevölkerung liefern. Bei der Zahlungsbereitschaftsanalyse im Rahmen des parallelen BfN-Projektes schnitten z. B. die trockenen Standorte relativ schlecht ab, obwohl gerade diese für die Biodiversität eine herausragende Rolle spielen. Dies könnte auch als Hinweis dafür gelten, dass z. B. in diesem Bereich von Seiten des Naturschutzes mehr in die Öffentlichkeitsarbeit investiert werden sollte.

Bei den beiden anderen Umweltleistungen „**Verminderung von Stickstoffimmissionen in Grund- und Oberflächengewässer**“ sowie „**Verminderung der Freisetzung von Kohlenstoffemissionen**“ wurden streng genommen keine ökonomischen Werte ermittelt, da hierbei die **Kosten für das Angebot** (Produktionskosten) monetär erfasst und nicht der Nutzen anhand individueller Präferenzen gemessen wurde. Da es sich bei diesen Umweltleistungen aber auch um die Verminderung von negativen Effekten gegenüber Alternativnutzungen handelt, sind derartige Monetarisierungsansätze sinnvoll. Die grobe Kalkulation dieser Umweltleistungen zeigt, dass auf den HNV-Flächen neben dem Erhalt der Biodiversität wichtige andere Umweltleistungen mit erheblichem gesellschaftlichem Nutzen bereitgestellt werden. Es gilt im Interesse der vielfältigen Umweltziele, derartige win-win-Situationen zu identifizieren, nicht zuletzt, um damit die Argumente für eine zielgerichtete Förderung in der politischen Auseinandersetzung zu fördern.

Entscheidend für eine derartige Analyse ist jedoch, dass eine Bewertung der vielfältigen Umweltleistungen auf der Grundlage räumlicher Analysen möglich sein muss. Eine daraus resultierende räumlich differenzierte Bewertung von Angebot und Nachfrage wäre eine wesentliche Basis für innovative Ansätze der Förderung. Es könnten Anbieter und Nutznießer durch eine solche Analyse offengelegt werden.

8 Literatur inklusive der Studien zur Zahlungsbereitschaftsanalyse

- Ahlheim, M. and Frör, O. (2003): Valuing the non-market production of agriculture, *Agrarwirtschaft* 52, Heft 8, pp. 356–369.
- Alvensleben, R. v. und Schleyerbach, K. (1994): Präferenzen und Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für Naturschutz- und Landschaftspflegeleistungen der Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft* 72, 524–532.
- Bateman, I. J., Langford, I. H. (1997): Non-users' Willingness to Pay for a National Park: An Application and Critique of the Contingent Valuation Method. *Regional Studies* 31 (6), 571–582.
- Ben-Akiva, M. and Lerman, S.R. (1985): *Discrete Choice Analysis: Theory and Application to Travel Demand*, MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2004): *Daten zur Natur*. 474 S.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2008): Endbericht zum F+E-Vorhaben „Entwicklung des High Nature Value Farmland-Indikators“ FKZ 3507 80 800 des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), 26 März 2008. 107 S.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2009): Erfassungsanleitung für die HNV-farmland-Probeflächen. Stand 15.4.2009.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2010): Anteile von HNV-Grünland innerhalb der Naturräume. Schriftliche Information.
- Bishop, R.C. and Heberlein, T.A. (1984): *Contingent Valuation Methods and Ecosystem Damages from Acid Rain*. Staff Paper No. 217. Madison, Wisconsin: Department of Agricultural Economics, University of Wisconsin.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2006): *Die EU-Agrarreform – Umsetzung in Deutschland*. 92 S.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): *Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt*, 139 S.
- BMU, BfN (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2009): *Auenzustandsbericht, Flussauen in Deutschland*, 35 S.
- Bohm, P. (1972): Estimating Demand for Public Goods: An Experiment. *European Economic Review*, Vol. 3, 111–130.
- Borresch, R., Maas, S., Schmitz, K., and Schmitz, P.M., (2009): Modelling the value of a multifunctional landscape – A discrete choice experiment – International Association of Agricultural Economists Conference, Beijing, China, August 16–22.
- Boyd, J. and Banzhaf, S. (2007): What are ecosystem services. The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616–626.

- Boyle, K. J. und Bergstrom, J.C. (1992): Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism. *Water Resources Research* 28(3): 657–663.
- Bräuer, I. (2002): Artenschutz aus volkswirtschaftlicher Sicht. Die Nutzen-Kosten-Analyse als Entscheidungshilfe. Marburg: Metropolis.
- Briemle, G. (1994): Extensivierung einer Fettwiese und deren Auswirkungen auf die Vegetation – Ergebnisse eines Freilandversuchs. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 68/69: 109–133.
- Briemle, G. und Oppermann, R. (2003): Von der Idee zum Programm: Die Förderung artenreichen Grünlandes in MEKA II. Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. In: Oppermann, R., Gujer, H.U. (Hrsg.): Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Stuttgart, 65–70.
- Brookshire, D.S. and Neill, H.R. (1992): Benefit Transfer: Conceptual and Empirical Issues, *Water Resources Research* 28(3): 651–655.
- COM (Commission of the European Communities) (2007): Financing Natura 2000, Guidance handbook, revised version June 2007. European Commission DG Environment. Reference: ENV.B.2/SER/2006/0055. Online: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/financing/index_en.htm [17.06.2010]
- Cordes, C. (1994): Die Akzeptanz eines Kulturlandschaftsentgeltes der Bevölkerung. Dissertation im Fach Agrarpolitik an der Fachhochschule Kiel.
- Corell, G. (1994): Der Wert der "bäuerlichen Kulturlandschaft" aus der Sicht der Bevölkerung. *Gießener Schriften zur Agrar- und Ernährungswirtschaft*, 20, 1–269.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., and van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Daly, H.E. (1992): Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecological Economics* 6, 185–193.
- Daily, G.C. (Ed.) (1997): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D., Woodwell, G.M. (1997): Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2, 1–18.
- Davis, R. (1963): Recreation Planning as an Economic Problem. *Natural Resources Journal*, Vol. 3, 239–249.
- Degenhardt, S. and Gronemann, S. (1998): Die Zahlungsbereitschaft von Urlaubsgästen für den Naturschutz. Theorie und Empirie des Embedding-Effektes, Peter Lang, Frankfurt am Main.
- Degenhardt, S., Hampicke, U., Holm-Müller, K., Jaedicke, W. und Pfeiffer C. (1998): Zahlungsbereitschaft für Naturschutzprogramme. Potenzial und Mobilisierungsmöglichkeiten am Beispiel von drei Regionen. Endbericht des F & E-Vorhabens Nr.101 01 121 im Auftrag des BfN (Bundesamt für Naturschutz).
- Desvousges, W.H., Johnson, F.R., and Banzhaf, H. S. (1998): *Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and Applications of the Transfer Method*. Edward Elgar, Cheltenham.

- Dierschke, H. und Briemle, G. (2002): Kulturgrasland. Eugen Ulmer Verlag. 239 S.
- EG-Verordnung Nr. 2866/98 des Rates vom 31. Dezember 1998 über die Umrechnungskurse zwischen dem Euro und den Währungen der Mitgliedstaaten.
- Ehrlich, P.R. and Ehrlich, A.H. (1981): Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. Random House, New York.
- Enneking, U. (1999): Ökonomische Verfahren im Naturschutz, Peter Lang, Frankfurt am Main.
- EU KOM (Die Kommission der europäischen Gemeinschaften) (2006): Verordnung (EG) Nr. 1974/2006 der Kommission vom 15. Dezember 2006 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER).
- Fischer, A., Hespelt, S. und Marggraf, R. (2003): Ermittlung der Nachfrage nach ökologischen Gütern der Landwirtschaft – Das Northeim-Projekt. *Agrarwirtschaft* 52, 8, 390–399.
- Fisher, B., Turner, R.K., and Morling, P. (2009): Defning and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, 643–653.
- Flynn, T.N., Louviere, J.J., Peters, T.J. und Coast J. (2007): Best-worst scaling: What it can do for health care research and how to do it. *Journal of Health Economics*, 26, 171–189.
- Freeman, A.M. (1974): On Estimating Air Pollution Control Benefits from Land Value Studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 1, 74–83.
- Garrod, G. D. and Willis, K.G. (1996): Estimating the Benefits of Environmental Enhancement: A Case Study of the River Darent. *Journal of Environmental Planning and Management* 39(2), 189–203.
- Glemnitz, M., und Wurbs, A. (2003): Zusammenhänge zwischen der Standortheterogenität und der potenziellen Biotopausstattung in den verschiedenen Naturräumen. In: Bastian, O., Grunewald, K., Schanze, J., Syrbe, R.-U. und Walz, U. (Hrsg.): *Bewertung und Entwicklung der Landschaft*. IÖR-Schriften, 40, 141–153.
- Goulder, L.H. and Kennedy, D. (1997): Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. In: Daily, G.C. (ed.) *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 23–47. Island Press, Washington, DC.
- Gronemann, S. und Karkow, K. (2005). Akzeptanz und Zahlungsbereitschaft bei Besuchern der Ackerlandschaft. In: Hampicke, U., Litterski, B. und Wichtmann, W. (Hrsg.), *Ackerlandschaften – Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten*. Springer, Berlin, 115–128.
- Grossman, M. (1972): On the Concept of Health Capital and the Demand for Health. *Journal of Political Economy*, Vol. 80, 223–255.
- Hampicke, U., Horlitz, T., Kiemstedt, H., Tampe, K., Timp, D., Walters, M. (1991): *Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes*. Berichte des Umweltbundesamtes Nr. 3/91, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Hampicke, U. (2009): Die Höhe von Ausgleichszahlungen für die naturnahe Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Deutschland. *Fachgutachten im Auftrag der Michael Otto Stiftung für Umweltschutz*, Juni 2009.
http://www.michaelottostiftung.de/images/downloads/biodiv_10/fachgutachten.pdf
(letzter Zugriff: 27.11.2010)

- Harford, J.D. (1984): Averting Behavior and the Benefits of Reduced Soiling. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 11, 296–302.
- Henseleit, M. (2006) Möglichkeiten der Berücksichtigung der Nachfrage der Bevölkerung nach Biodiversität am Beispiel von Grünland in Nordrhein-Westfalen bei der Ausgestaltung eines ergebnisorientierten Honorierungskonzepts im Rahmen des Vertragsnaturschutzes. Dissertation Uni Bonn. Cuvillier Göttingen, 249 S.
- Hensher, D.A., Rose, J.M., and Green, W.H. (2005): *Applied Choice Analysis – A Primer*, Cambridge University Press, New York.
- Herzog, F., Dreier, S., Hofer, G., Marfurt, C., Schüpbach, B., Spiess, M. and Walter, T. (2005): Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108, 3, 189–204.
- Holm-Müller, K., Hansen, H., Klockmann, M., Luther, P. (1991): *Die Nachfrage nach Umweltqualität in der Bundesrepublik Deutschland*. Berlin.
- Hotelling, H. (1949): *The Economics of Public Recreation*. The Prewitt Report. National Parks Service, Washington, DC.
- Jaeger, S.R., Jorgensen, A.S., Aaslyng, M., and Bredie, W.L.P. (2008): Best-worst scaling: An introduction and initial comparison with monadic rating for preference elicitation with food products. *Food Quality and Preference*, 19, 579–588.
- Jarvis, S.C., Hatch, D.J., and Roberts, D.H. (1989): The Effects of Grassland Management on Nitrogen Losses from Grazed Swards through Ammonia Volatilization – the Relationship to Excretal-N Returns from Cattle. *Journal of Agricultural Science*, 112, 205–216.
- Job, H. (2003): *Der ökonomische Wert der Kulturlandschaft. Die Anwendung der Zahlungsbereitschaftsanalyse auf szenariohafte Landschaftsbild-Simulationen*. Beiträge zum 8. Symposium zur Rolle der Informationstechnologie in der und für die Raumplanung. Schrenk, M., Wein.
- Job, H., Woltering, M. und Harrer, M. (2009): *Regionalökonomische Effekte des Tourismus in deutschen Nationalparks*, BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag.
- Jung, M. (1996): *Präferenzen und Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität im Agrarbereich*, Peter Lang Verlagsgruppe, Frankfurt am Main, New York.
- Kämmerer, S., Schmitz, P.M. und Wiegand, S. (1996): Monetäre Bewertung der Kulturlandschaft in Baden-Württemberg – Bürger bewerten ihre Umwelt. In: Linckh, G., Sprich, H., Flaig, H. und Mohr, H. (Hrsg.): *Nachhaltige Land und Forstwirtschaft*. Expertisen. Springer, Berlin, 503–523.
- Kampmann, D., Herzog, F., Jeanneret, P., Konold, W., Peter, M., Walter, T., Wildi, O., and Luscher, A. (2007): Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation*, 16 (1): 12–25.
- Kanninen, B.J. (2007): *Valuing Environmental Amenities Using Stated Choice Studies – A Common Sense Approach to Theory and Practice*, Springer.
- Keienburg, T., Most, A. und Prüter, J. (2006): Entwicklung und Erprobung von Methoden für die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands. *NNA-Berichte* 19 (1), 3–19.
- Kersebaum, K.-C., Matzdorf, B., Kiesel, J., Piorr, A., Steidl, J. (2006): Model-based evaluation of agri-environmental measures in the Federal State of Brandenburg (Germany) concerning N pollution of groundwater and surface water. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169 (3), 352–359.

- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. and Gilissen, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413, 723–725.
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F. and Schmid, B. (2006): Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 43, 120–127.
- Krewitt, W. und Schломann, B. (2006): Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern. Gutachten im Auftrag des BMU.
- Krutilla, J.V. (1967): Conservation Reconsidered. *American Economic Review*, Vol. 47, 777–786.
- Kühbauch, W. (1995): Grenzen für die Verwertung von Stickstoff durch die Grasnarbe. Vorträge der 47. Hochschultagung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn vom 21. Februar 1995 in Bonn. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.
- Küpker, M. (2007): Der Wert biologischer Vielfalt von Wäldern in Deutschland – Eine sozioökonomische Untersuchung von Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität. Dissertation, Universität Hamburg der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften des Departments Biologie.
- Liebe, U., Meyerhoff, J. und Preisendörfer, P. (2006): Nutzen aus Biodiversitätsveränderungen. In: Meyerhoff, J., Hartje, V. und Zerbe, S. (Hrsg.), *Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide*. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, 101–155. Göttingen: Forschungszentrum Waldökosysteme.
- Lind, B., Stein, S., Kärcher, A. und Klein, M. (2008): Where have all the flowers gone? Grünland im Umbruch. Hintergrundpapier und Empfehlungen des BfN, 16 S.
- Lindemann-Matthies, P., Junge, X., and Matthies, D. (2010): The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation* 143, 195–202.
- Louviere, J., Hensher, D., Swait, J., and Adamowicz, W. (2000): *Stated Choice Methods: Analysis and Applications*, Cambridge University Press.
- Lutze, G., Schultz, J. und Kiesel, J. (2004): Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – Beispiele aus nordostdeutschen Landschaften. In: Walz, U., Lutze, G., Schultz, A. und Syrbe, R.-U. (Hrsg.): *Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen*. IÖR-Schriften, 43, 313–324.
- Matzdorf, B. (2004): Ergebnis- und maßnahmenorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft – eine interdisziplinäre Analyse eines agrarumweltökonomischen Instrumentes. *Agrarwirtschaft Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik*. Dissertation. AgriMedia, Bergen/Dumme.
- Matzdorf, B., Becker, N., Reutter, M., Sattler, C., Lorenz, J., Uthes, S. und Kiesel, J. (2008): Ex post-Bewertung des Plans zur Entwicklung des ländlichen Raums gemäß VO (EG) Nr. 1257/1999 des Landes Brandenburg. Projektbericht im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV), Potsdam. [Elektronische Ressource] Müncheberg (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung).
- Matzdorf, B., Kaiser, T., Rohner, M.-S. und Becker, N. (2006): Vorschlag für ergebnisorientierte Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen des Brandenburger Agrarumweltprogramms. *NNA-Berichte*, 19 (1), 244–254.

- McFadden, D. (2000): Disaggregate Behavioral Travel Demand's RUM Side – A 30-Year Retrospective. International Association for Travel Behavior (IATB) Conference.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2003): Ecosystem and Human Well-being. A Framework for Assessment. Island Press, Washington DC.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. Island Press, Washington DC.
- Meyerhoff, J. (2002): Der Nutzen aus einem verbesserten Schutz biologischer Vielfalt in den Elbeauen: Ergebnisse einer kontingenten Bewertung. In: Denhardt, A. and Meyerhoff, J. (Hrsg.), Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Vauk, Kiel, 155–184.
- Meyerhoff, J. (2003): Verfahren zur Korrektur des Embedding-Effektes bei der Kontingenten Bewertung. *Agrarwirtschaft* 52 (8): 370-378.
- Meyerhoff, J. (2010): Social benefits of implementing a national strategy on biological diversity in Germany. Unveröffentlichtes Material.
- Muthke, T. (2002): Benefit Transfer: Eine Alternative zur primären Umweltbewertung? – Eine empirische Untersuchung zur Prognosequalität nationaler und internationaler Nutzenwertübertragungen. Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e. V. Bonn. Dissertation an der Rheinischen Friedrich Wilhelms Universität zu Bonn an der Fakultät Landwirtschaftlichen Fakultät.
- Neill, H.R., Cummings, R.G., Ganderton, P.T., Harrison, G.W., and McGuckin, T. (1994): Hypothetical Surveys and Real Economic Commitments. *Land Economics*, Vol. 70, No. 2, pp. 145-154.
- Nitsch, H., Osterburg, H. und Roggendorf, W. (2009): Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft. Eine Analyse agrarstatistischer Daten. NABU-Bundesverband & Deutscher Verband für Landschaftspflege (DVL) e.V. (Hrsg.), 39 S.
- NOAA (1996): Natural Resource Damage Assessments, Final Rule.
- Osterburg, B., Rühling, I., Runge, T., Schmidt, T.G., Seidel, K., Antony, F., Gödecke, B. und Witt-Altfelder, P. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: Osterburg, B; Runge, T. (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in die Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 307*.
- Pearce, D.W. and Turner, R.K. (1990): *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore.
- Peters, W., Schultze, C., Schümann, K. und Stein S. (2010): Bioenergie und Naturschutz – Synergien fördern, Risiken vermeiden. Positionspapier des BfN, 30 S.
- Peterson, G.L. and Sorg, C.F. (1987): Toward the Measurement of Total Economic Value. General Technical Report RM-148, United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Plummer, M. (2009) Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1), 38–45.
- Randall, A., Ives, B., and Eastman, C. (1974): Bidding Games for Valuation of Aesthetic Environmental Improvements. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 1, 132–149.

- Rat der europäischen Gemeinschaften (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen Amtsblatt Nr. L 206 vom 22/07/1992 S. 0007–0050.
- Rat der Europäischen Kommission (2005): Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums – ELER vom 20. September 2005. Amtsblatt der Europäischen Union, L 277/1. 21.10.2005.
- Reutter, M., Deumlich, D. und Steidl, J. (2009): Kritische Diskussion der Möglichkeiten zur Umsetzung der WRRL : Ergebnisse aus dem Prozess zur Auswahl von (Agrarumwelt)Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Land Brandenburg. In: Landwirtschaft und Wasserrahmenrichtlinie – Wie sollen die Ziele der ersten Maßnahmenprogramme erreicht werden? Tagung der Deutschen Vernetzungsstelle Ländliche Räume, 25. bis 26. März 2009 in Bad Kissingen, 153–161; Bonn (DVS).
- Rommel, K. (2000): Analyse umweltökonomischer Wohlfahrtseffekte von Großschutzgebieten. Die Wertschätzung für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 2, 273–290.
- Rosen, S. (1974): Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition. Journal of Political Economy, Vol. 82 (1), 34–55.
- Schalitz, G. und Beckmann, J. (1998): Ökologische Aspekte der extensiven Weidehaltung und Überlegungen zu Bewertungsansätzen. In: Extensivweide in Agrarlandschaften Nordostdeutschlands. ZALF-Bericht Nr. 33, Müncheberg, 79–99.
- Schmitz, K. (2007): Die Bewertung der Multifunktionalität der Landschaft mit Discrete Choice Experimenten. Zentrum für Internationale Entwicklungs- und Umweltforschung der Justus Liebig Universität Gießen (Hrsg.). Schriften zur Internationalen Entwicklungs- und Umweltforschung, Band 20. Peter Lang Verlag.
- Schmitz, K., Schmitz, M. und Wronka, T. (2003): Bewertung von Landschaftsfunktionen mit Choice Experiments. Agrarwirtschaft, 52, 379–398.
- Schweppe-Kraft, B. (1998): Monetäre Bewertung von Biotopen. Angewandte Landschaftsökologie 24, Dissertation, TU Berlin, 314 S.
- Schweppe-Kraft, B., Habeck, K., Schmitz, T. (1989): Ökonomische Bewertung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Am Beispiel Industriegebiet Schichauweg. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 60, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der Technischen Universität Berlin.
- Stern, N. (2006): The Economics of Climate Change. UK HM Treasury.
- TEEB (2009): TEEB for National and International Policy Makers. Rewarding benefits through payments and markets. Online:
<http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=vYOqLxi7aOg%3d&tabid=1019&language=en-US> (28.06.2010).
- Thomas, F., Hartmann, E., Luick, R., Poppinga, O. (2004): Analyse von Agrarumweltmaßnahmen. Abschlussbericht des F+E Vorhabens Agrarumweltmaßnahmen in der Bundesrepublik Deutschland, Analyse der Umsetzung aus der Sicht des Natur-, Umwelt- und Ressourcenschutzes: Effektivität, Schwachstellen, weitere Entwicklung“ des Bundesamtes für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 4. Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg.
- Turner, K.T., van den Bergh, J.C.J.M., Söderquist, T., Barendregt, A., van der Straaten, J., Maltby, E., and van Ierland, E.C. (2000): The Values of Wetlands: Landscape and

Institutional Perspectives. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics* 35, 7–23.

- UBA (Umweltbundesamt) (2008): Daten aus dem Umwelt-Kernindikatorensystem zur Belastung der Umweltmedien, speziell Gewässer. Online: <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do;jsessionid=364CD418DCEFB3F85462CEDF59775240?nodeIdent=2702> [28.06.2010].
- UBA (Umweltbundesamt) (2010): Nationaler Inventarbericht Deutschland – 2010. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen, 668 S.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2007): Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten. Redaktion: Dr. Sylvia Schwermer, Fachgebiet Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen.
- Vowinkel, K. (2005). Die Bedeutung von Mittelgebirgslandschaften für Erholung und Tourismus am Beispiel der Harzer Bergwiesen. *Göttinger Naturkundliche Schriften*, 6, 179–202.
- Watson, W. D. and Jaksch, J.A. (1982): Air Pollution: Household Soiling and Consumer Welfare Losses. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 9, 248–262.
- Wiegand, S. (1996): Bürger in und um Leipzig bewerten ihre Umwelt – Monetäre Bewertung der Kulturlandschaft am Beispiel der Stadt Leipzig und des Kreises Leipziger Land. Leipzig. Schriftenreihe Agribusiness-Forschung des Instituts für Agribusiness, 1/96.
- Wronka, T. (2004): Ökonomische Umweltbewertung. Vergleichende Analyse und neuere Entwicklungen der kontingenten Bewertung am Beispiel der Artenvielfalt und Trinkwasserqualität. *Agrarökonomische Studien*, Nr. 23. Vauk-Verlag, Kiel. Dissertation an der Universität Gießen.
- Wüstemann, H. (2006): Multifunktionalität der Landwirtschaft und Non Commodity Outputs – Theoretische Betrachtungen und empirische Analyse. Dissertation an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Wüstemann, H., Mann, S., Müller, K. (Hrsg.) (2008): Multifunktionalität – Von der Wohlfahrtsökonomie zu neuen Ufern. oekom Verlag, München.
- Zander, K. (2000): Die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Erhalt des Streuobstbaus. In: DGG und BDGL (Hrsg.) Tagungsband der 37. Gartenbauwissenschaftlichen Tagung vom 8. bis 10. März in Zürich, S. 22.
- Zimmer, Y. (1994): Naturschutz und Landschaftspflege – Allokationsmechanismen, Präferenzanalyse, Entwicklungspotenziale. Untersucht im Landkreis Emsland und im Werra-Meißner-Kreis. Schriftenreihe Interdisziplinäre Studien zur Entwicklung in ländlichen Räumen VII, 237 S., Wiss.-Verl. Vauk Kiel, Dissertation an der Universität Göttingen.

Verwendete Geodaten

BÜK 1000: Digitale Bodenübersichtskarte der BRD, BGR, Hannover, 1997

CORINE 2000: CORINE Land Cover; Umweltbundesamt, DLR-DFD, 2004

ATKIS, Basis-DLM; Copyright- Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG, 2008

Standortökologische Raumgliederung, Bundesamt für Naturschutz (vgl. BfN 2004: Daten zur Natur 2004: 261)

9 Anhang

Tabelle 12: Kennartenliste für HNV-Grünland in Deutschland

Kennartenliste alle Naturräume	Kennarten (Fortsetzung)
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Polygonum bistorta</i>
<i>Achillea ptarmica</i>	<i>Potentilla erecta</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Primula spec. (Pr. veris + elatior)</i>
<i>Ajuga reptans</i>	<i>Prunella vulgaris</i>
<i>Alchemilla spec.</i>	<i>Ranunculus acris</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Ranunculus flammula</i>
<i>Apiaceae spec.</i>	<i>Ranunculus spec. (übrige Arten)</i>
<i>Armeria spec.</i>	<i>Rhinanthus angustifolius, Rh. minor</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Rhinanthus spec. (übrige Arten)</i>
<i>Campanula glomerata</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Campanula spec. (übrige Arten)</i>	<i>Rumex thyrsoiflorus</i>
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Salvia pratensis</i>
<i>Carex spec. (Großseggen)</i>	<i>Sanguisorba minor</i>
<i>Carex spec. (Klein- und Mittelseggen, o. Carex hirta)</i>	<i>Sanguisorba officinalis</i>
<i>Scirpus spec., Bolboschoenus spec. (Simsen, Strandsimsen)</i>	<i>Saxifraga granulata</i>
<i>Carlina vulgaris, Carlina acaulis</i>	<i>Scabiosa spec.</i>
<i>Centaurea spec. (alle Arten)</i>	<i>Silene dioica</i>
<i>Chamaespartium sagittale</i>	<i>Stachys officinalis</i>
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	<i>Stellaria graminea, St. palustris</i>
<i>Cirsium oleraceum / C. hetero-phyllum, C. rivulare u. C. palustris</i>	<i>Cerastium arvense, Stellaria spec. (übrige Arten)</i>
<i>Cnidium dubium</i>	<i>Succisa pratensis</i>
<i>Crepis spec.</i>	<i>Symphytum spec.</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Thymus serpyllum</i>
<i>Dianthus spec.</i>	<i>Thymus spec. (übrige Arten)</i>
<i>Euphorbia cyparissias, Eu. esula</i>	<i>Trollius europaeus</i>
<i>Euphrasia spec.</i>	<i>Tragopogon pratensis agg.</i>
<i>Galium mollugo agg.</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Galium verum agg.</i>	<i>Trifolium spec. (kl. gelbe Kleearten)</i>
<i>Galium spec. (übrige Arten) außer Galium aparine agg.</i>	<i>Valeriana officinalis agg.; Val. dioica</i>
<i>Genista spec. (kleine Arten)</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Geranium pratense, G. sylvaticum</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Geranium spec. (übrige Arten)</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Geum rivale</i>	
<i>Hieracium pilosella</i>	
<i>Hieracium spec. (übrige Arten)</i>	
<i>Hypochaeris radicata</i>	

Inula britannica
 Hypericum spec. (alle Arten)
 Knautia arvensis
 Lathyrus pratensis
 Lathyrus palustris
 Leontodon spec.
 Lotus spec.
 Luzula spec.
 Lychnis flos-cuculi
 Lysimachia vulgaris
 Lythrum salicaria
 Meum athamanticum
 Myosotis scorpioides
 Nardus stricta
 Orchidaceae spec.
 Phyteuma spec. (alle Arten)
 Plantago lanceolata
 Polygala spec.

Tabelle 13: Hochrechnung des HNV-Anteils (16,8 %) anhand unterschiedlicher Datenquellen

Datengrundlage und Kategorien	ATKIS (2008)	Corine Landcover (2000), unterschiedliche Kategorien			Statistik (2009)
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Grünland (ha)	6.323.348	4.473.650	4.818.713	7.728.295	3.999.500
HNV-Grünland (ha)	1.062.322	751.573	809.544	1.298.353	739.116

* Mittelwert, Quelle BfN

(1): ATKIS: Grünland (Straßenbegleitgrün und Streuobstwiesen nicht differenzierbar)

(2): Corine Landcover: Wiesen und Weiden

(3): wie (2) + natürliches Grünland, Heiden und Moorheiden, Strände, Dünen und Sandflächen, Flächen mit spärlicher Vegetation, Torfmoore, Salzwiesen

(4): wie (3) + komplexe, landwirtschaftliche Parzellenstrukturen, landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürl. Bodenbedeckung von sign. Größe

(5): Statistikdaten: Dauerwiesen, Mähweiden, Feldgras/Grasanbau: Fachserie 3, Reihe 3.2.1

Tabelle 14: Expertenliste für die Identifizierung und Messung der Umweltleistungen

Name	Institution	Thema
Daija Angeli	TU Berlin	BfN-Projekte
Silke Spielmans	TU Berlin	„Klima-Benefits“
Dr. Jürgen Meyerhoff	TU Berlin	(FKZ: 3508 81 2100)
Alexandra Dehnhardt	TU Berlin	und
Prof. Dr. Volkmar Hartje	TU Berlin	„Ländlicher Raum und natur-
Dr. Achim Schäfer	Uni Greifswald	schutzbezogene Anpassungs-
Dr. Michael Rühls	Uni Greifswald	strategien an den Klimawandel“
Dr. Andreas Gensior	vTI Braunschweig	(FKZ: 3508 88 0700)
Dr. Annette Freibauer	vTI Braunschweig	Emissionsberichterstattung
Dr. Thomas Kaiser	ZALF Müncheberg	Emissionsberichterstattung
Prof. Dr. Jürgen Peters	FH-Eberswalde	Grünlandspezialist
Anja Starik	ZALF Müncheberg	Landschaftsplaner
Joachim Kiesel	ZALF, Müncheberg	Landschaftsplanerin
Prof. Dr. Klaus Müller	ZALF, Müncheberg	Spezialist GIS-Analysen
Dr. Johannes Schuler	ZALF, Müncheberg	Ökonom
		Agrarökonom

Monetäre Bewertung – Fallstudienübersicht für direkte Nachfragebewertungen in Deutschland am Beispiel von Studien mit Grünlandbezug

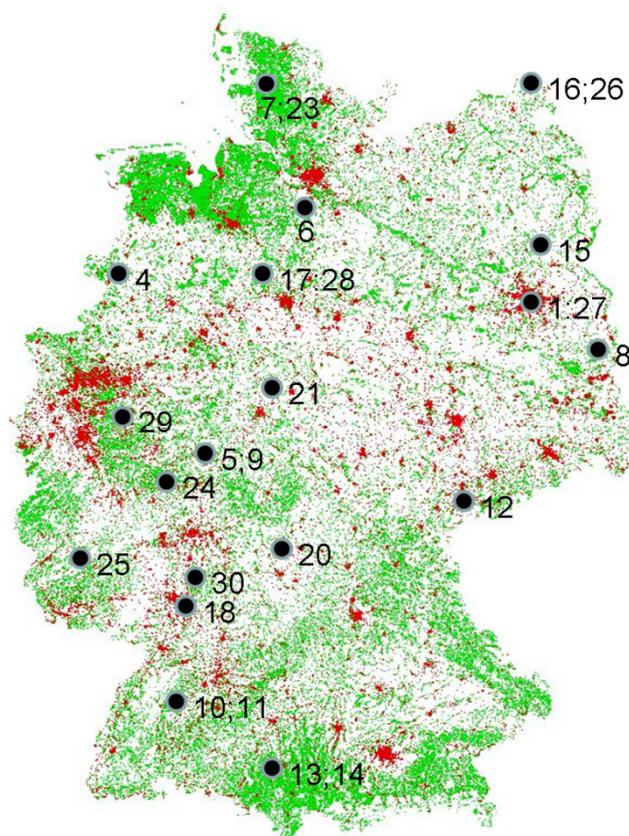
Ergebnisse aus direkten Nachfragebewertungen (z. B. Kontingenten Bewertungen oder Stated Choice Experiments) bieten für die Politik umfassende Informationen, um Umweltgüter für den Bürger vor dem Hintergrund knapper steuerlich finanzierter öffentlicher Budgets effizient bereitzustellen. Im Folgenden ist deshalb eine Fallstudienübersicht für direkte Nachfragebewertungen mit Grünlandbezug aufgezeigt. Ziel dieser Übersicht ist es einen Eindruck davon zu vermitteln, welche Informationen bzgl. der direkten Nachfragebewertung von Grünland bereits verfügbar sind und inwiefern, diese Werte zur In-Wertsetzung von HNV-Grünland geeignet sind.

Das Hauptkriterium für die Auswahl der Studien war, dass der bewertete Umweltgegenstand (z. B. Renaturierungsmaßnahmen oder Nationalparksanierung) einen Bezug zu Grünland aufweist. Den Ausgangspunkt für die Studienübersicht bilden bestehende Archive und Übersichten für direkte Nachfragebewertungsstudien mit der Umwelt als Untersuchungsgegenstand. Erste Ansätze für den deutschsprachigen Raum (Deutschland und Österreich) sind in Meyerhoff et al. (2007: 311 ff.) zu finden, die in ihrer Zusammenstellung auf insgesamt 79 Studien kommen. Diese Übersicht ist sehr allgemein gehalten und deckt eine breite Palette bewerteter Umweltgütern aus dem städtischen und ländlichen Raum ab. Ein Großteil der Studien stützt sich dabei auf die Methode der kontingenten Bewertung, wobei bereits zunehmend ein Trend hin zur Umweltbewertung mit Stated Choice Experiments (SCE) zu beobachten ist (vgl. Borresch et al. 2009; Meyerhoff et al. 2006; Schmitz 2003). Aus der Perspektive der nicht marktgängigen Leistungen im Sinnes des Multifunktionalitäts-Ansatzes (vgl. Wüstemann 2006; Wüstemann et al. 2008) bieten zum Beispiel Plankl et al. (2010) einen umfassenden Überblick. Hierbei steht die Bereitstellung von Leistungen durch

die Landwirtschaft im Vordergrund der Fallstudienauswahl. Für die ökonomische Bewertung von Landschaften als Kulissen mit räumlichen Unterschieden u. a. Grünland im Mittelgebirge stellt Vowinkel (2005: 197 f.) eine Übersicht zur Verfügung. Obwohl die meisten darin aufgeführten Studien auch in Meyerhoff et al. (2007) zu finden sind, ist vor allem die Kulturlandschaft als Gegenstand der Natur herausgestellt. Eine Einzelbetrachtung der Studien ist aufgrund der Menge und Individualität wenig sinnvoll. Stattdessen sind zunächst nur die flächenmäßig größten Studien genannt, alle weiteren sind in Abbildung 13 eingetragen und können im Detail in Tabelle 15 nachgelesen werden.

Hampicke et al. (1991) und Holm-Müller et al. (1991) haben als erste eine Studie für ganz Deutschland erstellt, in der sie u. a. nach der Zahlungsbereitschaft für den Artenschutz und Erholung durch konkrete Maßnahmen der Bevölkerung fragen. Dabei sind Grünlandmaßnahmen ein Bestandteil. Eine „Neuaufgabe“ dieser Studie ist im Kern mit (Verweis auf TU-Bericht) gegeben, die zudem explizit nach Biodiversität durch Grünland fragt. Weitere umfangreichere ZB-Studien sind mit Kämmerer et al. (1996) für ganz Baden-Württemberg und Alvensleben und Schleyerbach (1994) für ganz Schleswig-Holstein gegeben. In Bezug auf eine unmittelbare Bewertung von Grünland als artenreiches Biotop ist Henseleit (2006) zu nennen.

Abbildung 13: Geografische Übersicht zu direkten Nachfragebewertungen mit Grünlandbezug für Deutschland



(eigene Darstellung auf Basis von CORINE 2000, Nrn. gehören zu Tabelle 15)

Wie bereits zuvor erläutert sind die meisten Studien für bestimmte Untersuchungsregionen bzw. -gegenstände abgegrenzt entworfen. Ein Blick auf Tabelle 15 verdeutlicht, welche Leistungen in den Studien mit Grünlandnähe bewertet wurden. Ein Großteil davon bewertet explizit oder implizit Kulturlandschaften, wobei Grünland einen wesentlichen Anteil trägt. Darin eingeschlossen jedoch methodisch kaum vom Begriff Kulturlandschaft zu trennen sind Landschaftsbilder. Daneben zielen Studien auch direkt auf Artenvielfalt oder Biodiversität als Untersuchungsgegenstand im Zusammenhang mit Grünland ab siehe Henseleit (2006). Von Bedeutung sind auch Fragen der Art und Weise, inwiefern Grünland und Ackerland überhaupt bewirtschaftet werden sollen vgl. Kämmerer et al. (1996) und Degenhardt et al. (1998). SCE-Studien nutzen an dieser Stelle ihre attributiven Eigenschaften und berücksichtigen zumeist differenziert alle drei genannten Leistungen vgl. Borresch et al. (2009). In Hinblick auf die in den Studien erfassten ökonomischen Werte ist, wie in Tabelle 15 separat aufgeführt, zwischen einheimischer und touristischer Bevölkerung zu differenzieren. Karkow und Gronemann (2005) vergleichen die Präferenzen von Berlinern und Touristen auf Rügen und stellen dabei Präferenzunterschiede für artenreiche Äcker fest. Von Interesse ist an dieser Stelle auch, dass es Unterschiede hinsichtlich der Präferenzen zwischen Stadtbewohner und ländlichen Bewohnern gibt. Nach Wiegand (1996) besitzen Stadtbewohner eine höhere Zahlungsbereitschaft für die Pflege und den Erhalt der Kulturlandschaft. Die meisten Studien zielen bei der Analyse der Zahlungsbereitschaften darauf ab eventuelle sozio-ökonomische Einflussfaktoren (z. B. Bildung, Einkommen, Alter und Wohnort) zu erfassen. In nahezu allen Fällen können dafür signifikante Abhängigkeiten gefunden werden. Insbesondere die Distanz der Probanden zum Untersuchungsgegenstand ist dabei ein wesentlicher Faktor siehe Rommel (2001); Schmitz et al. (2002); Meyerhoff (2004); Muthke (2003). In Bezug auf Grünland haben Henseleit und Holm-Müller (2006: 135 ff.) zum Beispiel herausgefunden, dass die Distanz zum Bewertungsgegenstand signifikant mit dem Grad der Höhe des Bildungsabschlusses steigt. Die Haushaltsgröße und das Alter sinken in diesem Zusammenhang ebenfalls. Dieses Ergebnis ist wenig verwunderlich, da junge und gut ausgebildete Menschen stärker dazu neigen, in der Stadt zu wohnen. Im Zusammenhang der Präferenzen im Stadt-Land-Verbund haben eigenen Erhebungen mit Wählern in Brandenburg aber auch erkennen lassen, dass das Entscheidungsverhalten von Probanden im städtischen Raum wesentlich unsicherer ist als das von Bewohnern im ländlichen Raum.

Ein Ziel dieses Fallstudienüberblicks ist es auch die Möglichkeiten eines Benefit-Transfers zu erörtern. Nach Desvousges et al. (1998: 27) müssen die Ähnlichkeiten zwischen der möglichen Referenzstudie und der Policy-Side anhand der folgenden Faktoren berücksichtigt werden: (i) Umweltbewertungsgegenstand, (ii) die Umweltqualitätsänderungen, (iii) die Ausgangssituationen (iv), die zeitliche Dimensionen, (v) die Verteilung der Eigentumsrechte, (vi) die sozio-ökonomischen Faktoren und (vii) Qualität bzw. Genauigkeit der Referenzstudie. Ausgehend von der speziellen Definition zu HNV-Grünland sind keine direkten Nachfragestudien in Deutschland zu finden, die dieser Definition vollständig gerecht werden. Stattdessen sind, wie zuvor aufgeführt, viele Studien mit einer geografischen und inhaltlichen Nähe zur allgemeinen Definition von Grünland zu finden. Eine Studie, die der Bewertung von Grünland im Sinne der HNV-Grünland-Definition am nächsten kommt ist die Studie von

Henseleit (2006), wobei artenreiche Wiesen im Vordergrund der Untersuchung standen. Hier ist jedoch zu berücksichtigen, dass dieser Studie ein spezieller Untersuchungsraum mit individuellen sozio-ökonomischen und sozi-demografischen Eigenschaften zu Grunde liegt. Zudem steht HNV-Grünland in einer zwangsweisen ökologischen Abhängigkeit örtlicher Gegebenheiten. Eine allgemeine Hochrechnung bzw. Übertragung der Nutzenwerte ist dadurch schwierig.

Tabelle 15: Übersicht direkte Nachfragebewertungen in Deutschland mit Grünlandbezug

Nr.	Me- thode	Autoren:	Jahr	Ort	Gegenstand & Maßnahme	Befragte	Euro
1	CVM	Schwepe- Kraft, B. Habeck., K. Schmitz, T.	1989	Berlin	Arten- und Biotopschutz- programm	Studenten	7,27 € pro Monat
2	CVM	Hampicke, U., Tampe, K., Kiemstedt, H., Horlitz, T., Walters, T., Timp, D.	1991	Deutschland (alte Bundes- länder)	Erhalt und Förderung Arten- und Biotopschutz	Haushalte	ca. 5–10 €/ HH pro Monat
3	CVM	Holm-Müller, K., Hansen, H., Klockmann, M., Luther, P.	1991	Deutschland (alte Bundes- länder)	Verbesserung: Luft, Gewässer, Ruhe, Erholungsgebiet, Trinkwasser, Artenschutz	Haushalte	8,23 €/HH pro Monat für Artenschutz; 34,41 €/ HH pro Monat (Erholung, Luft,, Trinkwasser etc.)
4	CVM	Zimmer, Y.	1994	Emsland, Werra- Meißner-Kreis	Naturschutz und Landschaftspflege	a) Ein- heimische b) Touristen	a) 6,05–7,39 €/HH pro Monat b)1,06-1,43 €/ Person und Tag
5	CVM	Corell, G.	1994	Lahn-Dill- Bergland	Erhaltung der bäuerlichen/ Kulturlandschaft	Haushalte	8,69–6,65 €/ HH und Monat
6	CVM	Cordes, C.	1994	Lüneburger Heide	Landschaftspflege	a) Ein- heimische b) Touristen c)Mittel	a) 9,01 €/ HH und Monat b) 16,27 €/HH und Monat c) 13,18 €/ HH und Monat

7	CVM	v. Alvensleben, R. Schleyerbach, K.	1994	Schleswig-Holstein	Biotopvernetzung und Ausweisung von 15 % der Landesfläche SH als Naturschutzgebiet	Haushalte	8,12–12,78 €/HH und Monat
8	CVM	Wiegand, S.	1996	Landkreis Weisswasser, Kreis Hoyerswerda	Kulturlandschaftsprogramm	Haushalte	16,9–23,5 €/HH und Jahr
9	CVM	Kämmerer, S.	1995	Lahn-Dill-Bergland	Bewirtschaftung von Brachen: a) 2/3 der Brache b) 1/3 de Brache c) gesamte Brache	Haushalte	a) 12,78 €/HH und Jahr b) 14,32 €/HH und Jahr c) 25,05 €/HH und Jahr
10	CVM	Jung, M.	1996	Kraichgau, Allgäu	Verbesserung der Umweltqualität: a) Trinkwasserqualität, b) Artenschutz, Erhaltung Landschaftsbild a1) Kraichgau a2) Allgäu	Haushalte	a) 53,6 €/Jahr b) 51,03 €/Jahr a1) 26,95 €/Jahr, a2) 31,02 €/Jahr
11	CVM	Kämmerer, S., Schmitz, M., Wiegand, S.	1996	Baden-Württemberg	Bewirtschaftung von Brachen: a) 2/3 der Brache b) 1/3 de Brache c) gesamte Brache	Haushalte	a) 33,23 €/HH und Jahr b) 25,05 €/HH und Jahr c) 34,26 €/HH und Jahr
12	CVM	Degenhardt S., Hampicke U., Holm-Müller K., Jaedicke, W., Pfeiffer, C.	1998	Erlbach/Vogtland: 70 % (420 ha) Grünland	Extensive Weidenutzung, flächendeckende Grünlandbewirtschaftung durch Beweidung	a) Regional b) Touristen	a) 1,19 €/HH und Monat b) 0,78 €/Person und Übernachtung
13	CVM	Degenhardt, S., Hampicke, U., Holm-Müller, K., Jaedicke W., Pfeiffer, C.	1998	Wangen im Allgäu: 98 % Grünland	Extensivierung: a) Kleinteilige Landschaft b) Großteilige Landschaft	Einheimische	a) 1,6 €/HH und Monat b) 2,62 €/HH und Monat
14	CVM	Degenhardt, S., Hampicke, U., Holm-Müller, K., Jaedicke, W., Pfeiffer, C.	1998	Kißlegg im Allgäu	Extensive Gewässerrenaturierung (Wiedervernässung von Wirtschaftsgrünland)	Touristen	0,54 €/Person und Nacht

15	CVM	Rommel, K.	1998	Schorfheide-Chorin	Erhalt und Entwicklung des Biosphären-reservates	a) Regional b) Touristen	a) 5,84 €/Person und Monat b) 1,54 €/Person und Besuch
16	CVM	Degenhardt, S., Gronemann, S.	1998	a) Altmühltal b) Rügen	Erhaltung von Magerrasen durch Schafbeweidung, Schmetterling-schutz	Touristen	Kurtaxe: a) 1,18€/Person und Nacht b) 0,46 €/Person und Nacht
17	CVM	Enneking, U.	1999	Steinhuder Meer	Lokales Naturschutzgebiet, Brut- und Rastgebiet Meerbruch/ Feuchtgrünland	Besucher (60 % Touristen)	1,57 €/Person und Besuchertag
18	CVM	Zander, K.	2000	a) Sangerhausen b) Main-Taunus-Kreis	Erhalt von Streuobstwiesen	Haushalte	a) 14,31 bzw. 16,87 €/Person und Jahr b) 19,9 bzw. 22,05 €/Person und Jahr
20	CVM	Bräuer, I.	2002	hessischer Spessart	Biberwiedereinbürgerung und Auenschutz (Extensives Grünland)	Besucher	Naturtaxe: 0,75 €/Person und Tag
21	CVM	Fischer, A., Hesplet, S.K., Marggraf, R.	2003	Northeim	Heckenerhalt/Aufbau a) Breite 3-4 m, min 25 Arten auf 25 m, min. 10 % dornentragende Sträucher auf 10 m, Krautsaum > 3m b) Breite 4-6 m, min 8 Arten auf 25 m, min. 30 % dornentragende Sträucher auf 10 m von min 3 verschiedenen Arten, Krautsaum > 3	Einheimische	a) 35,64 € b) 58,23 €

22	CVM	Meyerhoff, J.	2002	Flusseinzugsgebiete Elbe, Weser und Rhein	Elbeauen	Einheimische	0,55-1,23 €/Monat
23	CVM	Küpker, M.	2003	Schleswig-Holstein	Biodiversitätswälder		
24	SCE	Schmitz, K., Schmitz, M., Wronka, T.	2003	Gemeinden Eibelshausen (Eschenburg) und Erda (Hohenahr), Gießen	Landschaftsszenarien (Verwaldung, Vergöberung (Schläge)) a) Trinkwasserqualität b) Artenvielfalt c) Nahrungsmittelproduktion d) Landschaftsbild	Einheimische	a)0;12,68 €;-;42,80 €;-62,37 €;- b)-39,86 €;-13,48 €;6,31€;10,06 €;0 c)-7,53 €;-3,53 €;4,28 €;0 d)-42,83 €;3,89 €;11,23 €;0
25	CVM	Job, H.	2003	Moseltal	Kulturlandschaft: Weinterasse	Einheimische & Urlauber	100 €/Jahr
26	CVM	Karkow, K., Gronemann, S.	2003	Rügen	Naturschutz von Äckern, blütenreicher Acker	Touristen	44,5 €/Jahr für Naturschutzfonds
27	CVM	Karkow, K., Gronemann, S.	2003	Berlin	Naturschutz von Äckern, blütenreicher Acker	Einheimische	19 €/Jahr für Naturschutzfonds
28	SCE	Liebe, U., Meyerhoff, J., Preisendörfer, P.	2006	Lüneburger Heide	biologische Vielfalt im Wald: a) Biotop für gefährdete und geschützte Arten, b) Artenvielfalt, c) Alterstruktur der Wälder, d) Landschaftliche Vielfalt		a) 9,3-12,83 € b) 10,61-9,65 € c) 7,78-6,07 € d) 6,86-5,57 € im Jahr
29	CVM	Henseleit, M.	2006	Rhein-Sieg-Kreis und im Kreis Euskirchen	Erhalt ökologisch bedeutsamer Wiesen	Touristen & Einheimische	21,34 €/Jahr

30	SCE	Borresch, R., Maas, S., Schmitz, K., Schmitz, P.M.	2009	Wetterau (Hessen) Freidberg und Rockenberg	Landschafts- szenarien: Multifunctional Scenario, Grassland Scenario, High Price Scenario, Intensive Scenario: a) Pflanzenbiodiver- sität b) Tierbiodiversität c) Wasserqualität d) Landschafts- ästhetik	Ein- heimische	a) 1,58 €, b)3,26 € c)4,24 € d1) Grünland dominiert 48,48 € d2) Multi- funktionales Land 87,68 €/Jahr
31	CVM	Meyerhoff, J.	2009/ 2010	Deutschland	Erhalt artenreiches Grünland	Haushalte	10 €/HH im Monat

(CVM – Contingent Valuation, SCE – Stated Choice Experiments; Sämtliche monetären Werte, welche in DM erhoben sind, nach Verordnung (EG) Nr. 2866/98 mit einem festen Wechselkurs von 1 € = 1,95583 DM umgerechnet)

Maßnahmenpakete parallel laufender BfN-Projekte

„Klima-Benefits“ (FKZ: 3508 81 2100) sowie „Ländlicher Raum und naturschutzbezogene Anpassungsstrategien an den Klimawandel“ (FKZ: 3508 88 0700)

Maßnahmen auf Trockenstandorten

Mit den Maßnahmen werden die vorhandenen Flächen kontinuierlich gepflegt und um 2 % erweitert.

Vorgesehen sind:

- jährliche Mahd oder extensive Beweidung auf 31,3 % der Gesamtfläche (50.000 ha),
- alle 3–5 Jahre Mahd oder extensive Beweidung auf 62,5 % der Gesamtfläche (100.000 ha),
- periodische Pflegemaßnahmen in Heiden (z. B. Plaggen) auf 11,3 % der Gesamtfläche (18.000 ha),
- einmalige Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes wie Aushagerung (Nährstoffentzug) und Entfernung von Gehölzen auf 10 % der Gesamtfläche (16.000 ha),
- Vergrößerung und Verbund kleiner Heiden- und Halbtrockenrasen-Bestände im Umfang von 1,9 % der Gesamtfläche (3.000 ha).

Maßnahmen auf Grünland

Mit den Maßnahmen wird das bestehende artenreiche Grünland und Streuobstwiesen erhalten (ein Viertel der gesamten Grünlandfläche). Um die Vielfalt an Tier- und Pflanzenarten langfristig zu sichern, wird diese Fläche um 5 % erweitert. Vorgesehen sind:

- Erhaltung des artenreichen Grünlandes durch Beweidung mit wenigen Tieren, spätere und seltenere Mahd, keine oder mäßige Düngung auf 18,8 % des Grünlandes (900.000 ha),
- Entwicklung von artenreichem Grünland im Umfang von 0,9 % des Grünlandes (45.000 ha),
- Erhaltung und Pflege vorhandener Streuobstwiesen auf 6,3 % des Grünlandes (300.000 ha),
- Neuanlage von Streuobstwiesen im Umfang von 0,3 % des Grünlandes (rund 15.000 ha),
- Weniger intensive Nutzung auf 15,0 % des Grünlandes (entspricht 20,0 % des zurzeit intensiv genutzten, artenarmen Grünlandes mit 720.000 ha).

Maßnahmen in Auen

Mit den Maßnahmen wird auf 50.000 ha die Überflutungsdynamik wieder hergestellt. Die artenreichen Auenwiesen und Auwälder werden erhalten und neue naturnahe Auenwiesen und Auwälder geschaffen. Ein Teil der Ackerfläche wird zugunsten angepasster Nutzungsformen umgewandelt. Vorgesehen sind:

- Natürliche Entwicklung heutiger Auwälder (16,8 % der Gesamtauenfläche oder 84.000 ha),
- Jährliche Mahd und Verzicht auf Düngung der artenreichen Auenwiesen auf 1,0 % der Gesamtauenfläche (5.000 ha),
- Wiederherstellen der Überflutungsdynamik in ausgewählten Auengebieten (10,0 % der jetzigen Auenfläche oder 50.000 ha),
- Umwandlung der Ackerfläche zugunsten angepasster Nutzungen auf 6,0% der Auenfläche (30.000 ha),
- Neuentwicklung von artenreichen Auenwiesen und naturnahen Auwäldern im Umfang von 3,0 % der jetzigen Gesamtauenfläche (15.000 ha).

Maßnahmen in Mooren

Mit den Maßnahmen werden intakte Moor- und Feuchtheideflächen langfristig gepflegt und entwässerte Hochmoore renaturiert. Auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Moorflächen werden die Wasserstände angehoben und die Nutzung reduziert. Vorgesehen sind:

- Zulassen und Fördern der natürlichen Entwicklung auf allen intakten Moorflächen und naturnahen Moorwäldern auf 5,1 % der Moorfläche (70.000 ha),
- Renaturierung zum Beispiel durch Anstau der Entwässerungsgräben und Pflege von Feuchtheiden in Mooren durch Beweidung mit Schafen auf 3,7 % der Moorfläche (50.000 ha),
- Anheben der Wasserstände auf 20 % der als Wiesen und Weiden genutzten Moore und auf 10 % der forstlich genutzten Moore (12,7 % der Moorfläche oder 173.000 ha),
- Aufgabe jeglicher ackerbaulicher Nutzung auf Moorstandorten und Etablierung angepasster Nutzungen auf 11,0 % der Moorfläche (150.000 ha).

Standarddeckungsbeiträge (SDB) für die Nutzung von Grünland und Weiden in Deutschland nach Bundesländern (KTBL-Daten 2008/2009)

Grünland und Weiden

Land	Jahr	SDB in €/ha	Ertrag in dt/ha	Preis in €/dt	Leistung in €/ha	Variable Kosten in €/ha
Baden- Württemberg	2008/09	219	71,2	5,85	418	198
Bayern	2008/09	285	91,8	5,85	537	252
Berlin	2008/09	160	55,4	5,85	324	164
Brandenburg	2008/09	159	55,3	5,85	324	164
Bremen	2008/09	318	102,5	5,85	600	282
Hamburg	2008/09	251	82,9	5,85	485	234
Hessen	2008/09	185	61,6	5,85	360	165
Mecklenburg- Vorpommern	2008/09	189	60,5	5,85	354	165
Niedersachsen	2008/09	319	102,7	5,85	601	282
Nordrhein- Westfalen	2008/09	269	80,2	5,85	469	200
Rheinland- Pfalz	2008/09	224	66,7	5,85	390	166
Saarland	2008/09	230	67,7	5,85	396	166
Sachsen	2008/09	233	73,7	5,85	431	198
Sachsen- Anhalt	2008/09	155	54,5	5,85	319	164
Schleswig- Holstein	2008/09	256	82,5	5,85	482	227
Thüringen	2008/09	167	56,7	5,85	332	165

	€/ha.a
Leistungen	232
Direktkosten	442
Lohnkosten	257
Maschinenkosten	62
Gebäudekosten	76
Kosten zusammen ^{a)}	837
Kostenunterdeckung	605

a) ohne Leitung, Verwaltung und allgemeinen Betriebsaufwand

Leistungen und Kosten der Hüteschafhaltung auf Kalkmagerrasen, 120 Stalltage

Quelle: Berger 2010 (aus Hampicke 2009)

	€/ha.a
Leistungen	352
Prop. Spezialkosten	262
Grundfutterkosten ^{a)}	367
Lohnkosten	115
Gebäudekosten	43
Kosten zusammen	787
Kostenunterdeckung	435

a) mit Maschinenkosten für Futterwerbung

Leistungen und Kosten der Mutterkuhhaltung

Quelle: Rühs et al. 2005 (aus Hampicke 2009)