

LEHRSTUHL FÜR GEOGRAPHIE UND REGIONALFORSCHUNG

Julius-Maximilians-Universität Würzburg

**Naturkapital Bayern: Machbarkeitsstudie zur  
ökonomischen Bewertung von Naturkapital und  
Ökosystemleistungen in Bayern – Ein landnutzungs-  
basierter Bewertungsansatz am Beispiel des bayerischen  
Vertragsnaturschutzprogramms**

Schlussbericht

Diese Studie wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes erstellt.

Wissenschaftliche Projektleitung:

Dr. Joachim Rathmann (JMU Würzburg)

Wissenschaftliche Projektbearbeitung:

Christoph Dubrow (JMU Würzburg), Andrea Eberhardt (WZW Freising-Weihenstephan)

Auftraggeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) im Auftrag des  
Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV)

Projektbetreuung LfU:

Sophia Metz, Hans Frieß

Projektbetreuung StMUV:

Arthur Miller, Andreas Preising, Michael Tyrkas

Fachliche Unterstützung:

Kai Deutschmann (LfU), Wolf Genius (LfU), Dr. Sina Heppner (LfU), Prof. Hubert Job (JMU Würzburg), Michael Junge (LfU), Dr. Andreas Otto (LfU), Joachim Rathmann (JMU Würzburg), Wolfgang Zeiler (LfU), Thomas Ziesemer (Universität Augsburg), Dr. Tobias Zuber (LfU)

Stand:

Dezember 2019

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Hintergrund</b>	<b>4</b>
1.1	Ökosystemleistungen als Kernbegriff einer neuen Debatte	5
1.2	Ziel des Projekts	5
<b>2</b>	<b>Grundlagen des Ökosystemleistungsansatzes</b>	<b>7</b>
2.1	Rahmenmethodik – Der Entwicklungspfad vom Ökosystem zu ökosystemaren Leistungen	7
2.1.1	Das Kaskadenmodell nach HAINES-YOUNG und POTSCHIN (2010)	7
2.1.2	EPPS-Rahmenmethodik	8
2.2	Klassifikation von Ökosystemleistungen	11
2.2.1	Herausforderungen einer Klassifikation	11
2.2.2	Klassifikation nach dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005)	11
2.2.3	Klassifikation nach TEEB (2012)	14
2.2.4	Klassifikation nach CICES (Version 5.1)	15
<b>3</b>	<b>Natur und Ökonomie: Monetarisierung von Ökosystemen</b>	<b>19</b>
3.1	Zweck der Monetarisierung	19
3.2	Monetäre Werte: Der ökonomische Gesamtwert	20
3.3	Bewertung und Monetarisierung von Ökosystemleistungen	22
3.4	Bewertungsmethoden und Monetarisierungsansätze	23
3.4.1	Direkte Marktbewertungsmethoden	23
3.4.2	Indirekte Marktbewertungsmethoden: Methoden der offenbarten Präferenz	25
3.4.3	Methoden der geäußerten Präferenz	26
<b>4</b>	<b>Methodik</b>	<b>28</b>
4.1	Das Bayerische Vertragsnaturschutzprogramm als methodischer Handlungsrahmen	29
4.1.1	Zahlungen für Ökosystemleistungen	29
4.1.2	Kennzeichen des Bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms	29
4.2	Vorgehen	31
4.3	Quantitative und monetäre Erfassung von Umweltleistungen	33
<b>5</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>35</b>
5.1	Inventar an Umweltleistungen	35
5.2	Produktion terrestrischer Biomasse	36
5.2.1	Quantifizierung	36
5.2.2	Monetarisierung	38
5.3	Grundwasserschutz	39

5.3.1	Quantifizierung	39
5.3.2	Monetarisierung	41
5.4	Erosionsschutz	42
5.4.1	Quantifizierung	42
5.4.2	Monetarisierung	45
5.5	Hochwasserschutz	46
5.5.1	Quantifizierung	46
5.5.2	Monetarisierung	48
5.6	Klimaschutz	49
5.6.1	Quantifizierung	49
5.6.2	Monetarisierung	52
5.7	Erhalt der Biodiversität	53
5.7.1	Quantifizierung	53
5.7.2	Monetarisierung	54
5.8	Erholungsleistung	54
5.8.1	Quantifizierung	54
5.8.2	Monetarisierung	55
5.9	Ökonomischer Vergleich	56
<b>6</b>	<b>Abschließende Bemerkungen</b>	<b>60</b>
6.1	Anwendungen	60
6.2	Kritik und Empfehlung	61
<b>7</b>	<b>Verzeichnisse</b>	<b>64</b>
7.1	Abbildungsverzeichnis	64
7.2	Tabellenverzeichnis	64
7.3	Quellenverzeichnis	65

## Kurzfassung

Natur- und Umweltschutz steht unter einem permanenten Rechtfertigungsdruck und mit dem Konzept der Ökosystemleistungen wird versucht, basierend auf umweltökonomischen Ansätzen, unterschiedliche gesellschaftliche Interessen und Ansprüche an den Naturhaushalt abzuwägen, um zu einem schonenden Umgang mit Ökosystemen zu gelangen. Im Folgenden wird am Beispiel des Vertragsnaturschutzprogrammes des Freistaates Bayern verdeutlicht, dass eine Monetarisierung von Ökosystemleistungen, bei aller methodischer Kritik, einen pragmatischen Ansatz darstellen kann, um Ziele des Umweltschutzes zu erreichen und ein Bewusstsein in der Öffentlichkeit sowie bei Entscheidungsträgern für die Bedeutung unterschiedlicher Ökosystemleistungen (ÖSL) zu schaffen.

Basierend auf den Flächen des Bayerische Vertragsnaturschutzprogramm (VNP) werden Ökosystemleistungen von Grün- und Ackerland in der Untersuchungsregion (Landkreis Rhön-Grabfeld) gegenübergestellt. 2017 befanden sich ca. 5800 Flächen mit einer Gesamtfläche von etwa 6000 ha im VNP, der dominante Biototyp war dabei Wiese. Grünland stellt zahlreiche ÖSL bereit; insbesondere pflanzliche Biomasse (Versorgungsleistung) aber auch regulierende und kulturelle ÖSL, wie beispielsweise Erholung. Zusätzlich besteht ein großer Einfluss auf die Grundwasserqualität und für zahlreiche Organismen stellen Grünlandflächen ein wichtiges Habitat dar. In einem Vergleich von Grün- und Ackerland werden erhebliche Unterschiede deutlich: bei einer ackerbaulichen Nutzung sind die Erträge bezogen auf die Biomasseproduktion höher als beim Grünland. Die regulierenden ÖSL des Grünlandes hinsichtlich Klima- und Naturschutz sowie Grundwasserqualität übersteigen jene des Ackerlandes jedoch erheblich, daher ist eine Umwandlung von Grün- in Ackerland mit einem hohen Verlust an ÖSL und entsprechenden Kosten verbunden. Die weiteren Analysen beziehen sich auf folgende ÖSL:

- **Produktion terrestrischer Biomasse** (Versorgungsleistung)
- **Grundwasserschutz** (Regulierungsleistung)
- **Erosionsschutz** (Regulierungsleistung)
- **Hochwasserschutz** (Regulierungsleistung)
- **Klimaschutz** (Regulierungsleistung)
- **Erhalt der Biodiversität** (Regulierungsleistung)
- **Erholungsleistung** (kulturelle Leistung)

In der Studie wird der ökonomische Gesamtwert verschiedener Landnutzungen bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität ermittelt. Dabei konnte nachgewiesen werden, dass die Produktion landwirtschaftlicher Güter einen ökonomischen Nutzen impliziert, regulierende Leistungen aber scheinbar bei einer ertragszentrierten Landnutzung gemindert werden. Die Erkenntnisse dieser Studie verdeutlichen die Auswirkungen einer intensiven, auf Ackerbau ausgerichteten Landwirtschaft auf die Klima-, Trinkwasser- Erosions- und Abflussregulierung. Gegenüber einer extensiven ackerbaulichen Nutzung sind die Kosten einer Intensivnutzung mehr als doppelt so hoch – und dabei sind noch nicht die Kosten für die Freisetzung von Kohlenstoff einkalkuliert. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ergäbe sich ein zusätzlicher Kostenaufwand, würde man zudem den Beitrag beider Landnutzungsformen zum Arterhalt und zur Erholung in die Analyse integrieren.

# 1 Hintergrund

Als 2005 mit dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT eine Evaluierung zum Status der Ökosysteme vorgestellt wurde, waren vier Jahre seit der Implementierung des Projekts durch die Vereinten Nationen (UN) vergangen. Damit erfüllte die Studie die Forderung der UN nach einer detaillierten Zustandsbeschreibung der globalen Ökosysteme und ihrer Leistungen (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Konkret untersuchte die Studie zwischen 2001 und 2005 die Auswirkungen des Ökosystemwandels auf das menschliche Wohlergehen. Konzipiert wurde die Untersuchung mit dem Ziel, eine wissenschaftliche Grundlage für einen nachhaltigen Umgang mit Ökosystemen zu implementieren. Dies beinhaltete insbesondere die Analyse des ökosystemaren Einflusses auf gesellschaftliche Bedürfnisse (Wohlstand, Gesundheit, Sicherheit, etc.), wobei die Gesellschaft als Bestandteil der Ökosysteme mit verschiedenen Prozessen interagiert. Das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT trug damit erstmalig zu einem nachhaltigeren Bewusstsein für den ökologischen und ökonomischen Wert der Ökosysteme bei (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005, TEEB DE 2012).

Im Rahmen des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT verwiesen die Autoren auf die Konsequenzen, die durch das gesellschaftliche Missmanagement mit der Natur ausgelöst werden. Weltweit konstatiert die Studie eine folgenreiche Degradation der Ökosysteme. Nahezu 60 % der untersuchten Ökosystemleistungen sind demnach zerstört, geschädigt oder werden nicht nachhaltig genutzt. Die Dynamik dieser ökosystemaren Inanspruchnahme nimmt zu. Ökosysteme und deren Prozesse werden beeinflusst, Quantität und Qualität der Ökosystemleistungen verändern sich (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005).

Die Naturzerstörung setzt sich auf globaler Ebene in sämtlichen gesellschaftsrelevanten Bereichen fort: Der Klimawandel impliziert die Anpassung mariner und terrestrischer Ökosysteme; marine Habitate werden zu Nahrungszwecken überfischt; die globale Waldfläche reduzierte sich zwischen 2010 und 2015 um 5,2 Mio. Hektar jährlich.

Bevölkerungswachstum, Schadstoffemissionen, Industrialisierung und andere Trends der (post-)modernen Gesellschaft führen zu weitreichenden Schädigungen. Auf Deutschland projiziert ergeben sich ähnliche Probleme für die Ökosysteme. Der Nährstoffeintrag aus Industrie, Landwirtschaft und Verkehr, die Versiegelung von Böden und Fließgewässern oder die Flächeninanspruchnahme stellen große Herausforderung für das Naturkapital und die Gesellschaft dar (TEEB DE 2012). Das Naturkapital setzt sich nach TEEB DE (2012) aus der biologischen Vielfalt und den natürlichen Leistungen der Ökosysteme zusammen.

Diese Entwicklung feststellend beteiligten sich 2012 190 Länder an der Konferenz der Vereinten Nationen zur nachhaltigen Entwicklung in Rio de Janeiro (Rio+20). Dort bekannten sich die politischen Vertreter im Hinblick auf das Wohlergehen zukünftiger Generationen zum nachhaltigen Umgang mit den natürlichen Ressourcen. Der Wert des globalen Naturkapitals müsse anerkannt und eine politische Strategie zur Bewahrung der Ökosystemleistungen entwickelt werden (THIAW/MUNANG 2012). Damit orientierten sich die Ziele von Rio+20 inhaltlich an jenen des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), wonach eine Umkehr der Degradation unter Einbezug von Politik, NGOs und nachhaltigen Praktiken möglich sei.

## 1.1 Ökosystemleistungen als Kernbegriff einer neuen Debatte

Obwohl der Diskurs um degradierte Ökosysteme erst durch das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT mit Nachdruck einsetzte, ist der Begriff der Ökosystemleistungen keine Erfindung des 21. Jahrhunderts. 1981 wurde der Begriff der „*ecosystem services*“ erstmals von EHRlich und EHRlich verwendet. Bis dahin wurden die natürlichen Grundlagen für bereitgestellte Leistungen als Ökosystemfunktionen bezeichnet (DE GROOT et al. 2017). Erst 1997 wurden Ökosystemleistungen in einer Publikation von DAILY („*Nature's services*“) umfassender behandelt und erfuhren somit einen weiteren Bedeutungsgewinn. Im Fokus der naturschutzfachlichen Debatte befindet sich das Konzept der Ökosystemleistungen allerdings erst seit den Analysen des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (PLIENINGER et al. 2013).

Das Konzept hilft dabei, Ökosystemleistungen als Bindeglied zwischen ökosystemaren Prozessen und gesellschaftlichem Nutzen zu begreifen. Es demonstriert ökologische Ursache-Folge-Beziehungen und die Auswirkungen menschlicher Landnutzung und Einflussnahme auf die Natur (SCHRÖTER-SCHLAACK 2012).

Der Begriff der Ökosystemleistung kann je nach Sach- oder Personenbezug unterschiedliche Bedeutungen haben (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2016). Vielfach wird in der Literatur sowie in der Praxis die Definition des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) als Grundlage verwendet, wonach eine Ökosystemleistung als derjenige Nutzen verstanden werden kann, den Menschen von Ökosystemen erhalten. Andere Anwender stützen sich auf die Definition von TEEB, wo Ökosystemleistungen als direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlbefinden beschrieben werden (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2016, TEEB 2012). Nach diesen Ansätzen führen Leistungen (*services*) zu Nutzen (*benefit*). In diesem Zusammenhang werden Leistungen (*services*) und Güter (*goods*) oft gleichbedeutend verwendet. Diese Festlegung wird allerdings nicht uneingeschränkt akzeptiert. Das *UK National Ecosystem Assessment* schlägt vor, dass Güter und Nutzen dasselbe bedeuten bzw. zusammengefasst werden und sich Leistungen von diesen beiden Merkmalen unterscheiden (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2016).

Neben jenem des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT gibt es viele verschiedene Rahmenwerke, die versuchen, die Ökosystemleistungen zu klassifizieren und für Entscheidungsträger, Ökonomen und Ökologen verständlich zu machen (BALVANERA et al. 2016). Dementsprechend können verschiedene Klassifikationen auch für verschiedene Zwecke sinnvoll sein. Bisher existiert noch kein umfassendes Rahmenwerk bzw. eine universale Aufbereitung von Ökosystemleistungen, was unter anderem eine geeignete Informationsgrundlage für Politiker und Entscheidungsträger darstellen würde (BALVANERA et al. 2016, LANDERS et al. 2016).

## 1.2 Ziel des Projekts

Der vorrangige Zweck des Ökosystemleistungsansatzes ist es, Ökosysteme als grundlegenden Wohlfahrtsfaktor zu identifizieren. Entscheidungen sollen unter Verwendung des Ansatzes möglichst zugunsten von Ökosystemen und deren nachhaltigen Bewirtschaftung getroffen werden. Das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT hat dahingehend die Basis gelegt; mehr als eine Empfehlung an politische Entscheidungsträger

konnte die Studie zunächst nicht bezwecken. Erst mit der TEEB-Studie wurde ein weiterer richtungsweisender Baustein zur Erfassung und zur Integration von Ökosystemleistungen gelegt (PLIENINGER et al. 2013).

Die angeführten Studien haben der Gesellschaft die Bedeutung des Themas verdeutlicht. Seitdem kann eine weltweite Auseinandersetzung mit Ökosystemleistungen in Politik und Wissenschaft festgestellt werden. Die Zahl wissenschaftlicher Berichte mit einem Ökosystemleistungsbezug wuchs zwischen 2000 und 2010 von 50 auf knapp 500 an (GRUNEWALD/BASTIAN 2013). Beispielsweise untersuchten COSTANZA et al. (2014) den globalen Nutzen durch Ökosystemleistungen im Jahr 2007 und bezifferten die Leistung auf 125-145 Billionen US-Dollar. Wengleich die umweltpolitische Relevanz von Ökosystemen und die Debatte um deren Erhalt präsent sind, gibt es bislang noch keinen universellen methodischen Ansatz, der eine möglichst fehlerfreie Bewertung von Ökosystemleistungen erlaubt (GRUNEWALD/BASTIAN 2013).

Vor diesem Hintergrund ist es interessant, einen Blick auf Ökosysteme zu werfen und deren Leistungsvielfalt zu untersuchen. Diese Studie wird sich im Folgenden mit landwirtschaftlich genutzten Flächen und deren Leistungspotenzialen befassen. Die Intensivierung von Landnutzungen hat nachweislich einen erheblichen Einfluss auf die Biodiversität, die Resistenz des Ökosystems gegenüber äußeren Triebkräften und die Reduzierung von regulierenden Leistungen. Extensive und biodiversitätsschonende Bewirtschaftungsweisen sind hingegen durch ein ausgewogenes Verhältnis der Ökosystemleistungen geprägt (EISENHAUER 2018).

Bisherige Anstrengungen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP), die sich wandelnde Landnutzung und die damit einhergehende Minderung der ökosystemaren Leistungen zu verhindern, wird von OFFENBERGER (2018) als nicht zielführend bewertet. Stattdessen wird die unzureichende ökologische Effizienz der GAP konstatiert. Die implementierten Maßnahmen sind demnach wenig effektiv, zudem wird ein sinkendes Budget infolge der GAP-Reform erwartet (OFFENBERGER 2018).

Als ein mögliches Instrument zur Steuerung der Landnutzung honoriert das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm extensive Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Äckern, Grünland und Teichen und fördert somit die Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Es basiert dabei auf der Freiwilligkeit der Landwirte. Seit 1996 hat sich die unter Vertrag stehende Fläche vervierfacht und ist wirkungsvoll im Hinblick auf den Erhalt der Biodiversität (GÜTHLER/WALTZ 2018). In dieser Studie dient das Programm als Anknüpfungspunkt, um das Leistungspotenzial intensiver und extensiver Landnutzungen zu bewerten. Das Ziel der Studie ist es, die durch Vertragsnaturschutz generierten Ökosystemleistungen in Bayern zu erfassen und zu monetarisieren. Untersuchungsgegenstand werden die Landnutzungsformen Acker- und Grünland mit jeweils intensiver und extensiver Ausprägung sein. Die untersuchten Landnutzungen werden hinsichtlich ihrer ökologischen Leistungsfähigkeit analysiert.



## 2 Grundlagen des Ökosystemleistungsansatzes

### 2.1 Rahmenmethodik – Der Entwicklungspfad vom Ökosystem zu ökosystemaren Leistungen

#### 2.1.1 Das Kaskadenmodell nach HAINES-YOUNG und POTSCHIN (2010)

Das Kaskadenkonzept (*cascade idea*) beschreibt alle relevanten Komponenten, die bei einer allumfassenden Analyse von Ökosystemleistungen berücksichtigt werden müssen, und veranschaulicht deren Beziehungen zueinander. Die Hauptaufgabe des Modells besteht darin, die Wechselbeziehungen zwischen Ökosystemen und menschlichem Wohlbefinden zu verstehen (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2011). POTSCHIN/HAINES-YOUNG (2011) schlagen daher vor, das Verhältnis zwischen Natur und Menschen als Kaskade zu interpretieren – und nicht als unabhängig voneinander definierte Wertebenen.

In der Hauptsache unterscheidet das Kaskadenmodell (*cascade modell*) drei wesentliche Elemente: Funktionelle Merkmale, Leistungen und Nutzen der Ökosysteme (POTSCHIN-YOUNG et al. 2018). Es zeigt, inwiefern biophysikalische Elemente von Ökosystemen mit sozioökonomischen Systemen interagieren (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2017). So wird in dem kaskadenförmigen (*cascade*) Konzept zwischen ökologischen Strukturen und Prozessen, welche durch lebendige Organismen generiert werden, und dem Benefit (Nutzen), den Menschen möglicherweise erhalten, differenziert. Demnach gleicht die Kaskade einer Wertschöpfungskette, ausgehend von ökosystemaren Prozessen und endend bei einem finalen Nutzen für den Menschen (vgl. Abb. 1) (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2010). Dabei werden Ökosysteme im Modell als im Raum befindliche Ökosystemstrukturen und -prozesse (*ecosystem structure and processes*) dargestellt (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2016, POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2017).

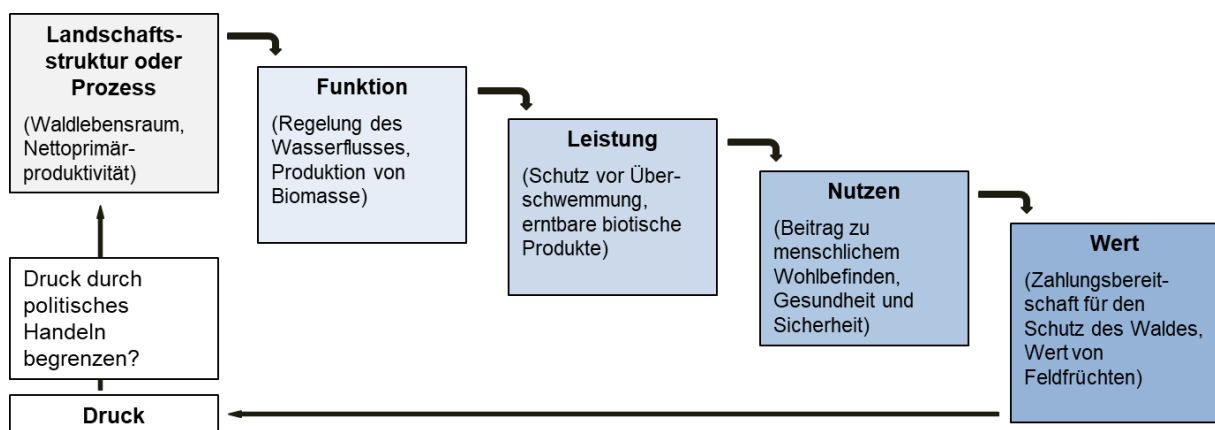


Abbildung 1: Kaskadenmodell nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2010 (eigene Darstellung)

Als Funktion (*function*) wird die Kapazität (*capacity*) oder Fähigkeit (*capability*) eines Ökosystems verstanden, einen potenziellen Nutzen für das menschliche Gemeinwohl zu leisten (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2010). Laut Kaskadenmodell ist eine Funktion somit die

Gesamtheit der Eigenschaft (*behaviour*), die in einem Ökosystem die Nutzbarkeit (*usefulness*) für den Menschen festlegen. Alternativ werden oft die Begriffe „unterstützende“ (*supporting*) oder „intermediäre Leistungen“ verwendet (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2016, POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2017).

Ökosystemleistungen sind nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN (2010) anhand menschlicher Aktivitäten und Bedürfnisse definiert. Sie befinden sich im Zentrum des Konzepts und fungieren als Schnittstellen zwischen Mensch und Natur. Aus der anthropozentrischen Perspektive können Ökosystemleistungen verstanden werden als der Beitrag von Ökosystemen zum menschlichen Wohlbefinden (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2017, POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2018). Nach den Bedingungen des Kaskadenmodells existiert eine Leistung (*service*) nicht isoliert von den menschlichen Bedürfnissen. Demnach wird eine Leistung dadurch definiert, dass sie einen spezifischen Nutzen (*benefit*) erfüllt bzw. einen Leistungsempfänger (*beneficiary*) besitzt. Zusammengefasst bilden Leistungen den gesamten Ökosystembestand (*stocks*) und die Ökosystemflüsse, die direkt zum menschlichen Nutzen beitragen (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2017).

Der Nutzen grenzt sich definitorisch insofern von der Leistung ab, als dass ihm durch den Menschen ein Wert zugesprochen wird. Der im Modell beschriebene Nutzen kann sowohl monetäre als auch nicht-monetäre Werte annehmen (POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2017, POTSCHIN/HAINES-YOUNG 2016). Ökosystemleistungen sind folglich die finalen Outputs eines Ökosystems mit Wert für den Menschen.

Nach LA NOTTE et al. (2017) besteht der Vorteil des Kaskadenmodells darin, dass es die soziale Abhängigkeit von Ökosystemen effektiv vermittelt. Bei der praktischen Anwendung ergeben sich jedoch aufgrund der Anwesenheit von öko- oder anthropozentrierten Strukturen auch Herausforderungen.

Die Anwendung des Konzepts hat sich in Fallstudien aufgrund der vielen Ebenen und deren nicht immer eindeutigen Abgrenzung als schwierig herausgestellt. Dieser Umstand führte dazu, dass in der Praxis Funktionen weggelassen oder Nutzen und Werte zusammengefasst wurden. Aufgrund dieser Anwendungsprobleme wird unter anderem die Zusammenfassung von Struktur und Funktion sowie von Leistung und Nutzen vorgeschlagen, sodass die Stufen im Planungskontext einfacher zu handhaben sind. Außerdem wird die Integration zusätzlicher Elemente in das Kaskadenmodell – beispielsweise politische Strukturen und Mechanismen – als notwendig empfunden (POTSCHIN-YOUNG et al. 2018). Die Analyse lässt dennoch darauf schließen, dass das Konzept eine vernünftige Basis für die Systematik von Ökosystemleistungen bietet. Das Rahmenkonzept hat das Potenzial, fallspezifisch Ökosystemleistungen zu identifizieren, wenngleich es bei einer Vielzahl an Leistungen schnell an Komplexität gewinnt (POTSCHIN-YOUNG et al. 2018).

### **2.1.2 EPPS-Rahmenmethodik**

Die EPPS-Rahmenmethodik (*ecosystem properties, potentials and services*) betrifft sowohl Ökosysteme als auch die Landschaft, da beide Potenziale und Leistungen bereitstellen. Auch sie gilt als prominente Systematik, dient der Analyse von Ökosystemleistungen und besteht aus drei voneinander abhängenden Bestandteilen: Eigenschaften von Ökosystemen, Potenziale von Ökosystemen und Ökosystemleistungen (vgl. Abb. 2) (BASTIAN et al. 2012).

Ökosystemeigenschaften (*ecosystem properties*) als erste Säule der Rahmenmethodik beinhalten die Strukturen und Prozesse von Ökosystemen und Landschaften in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität. Diese Säule umfasst somit einerseits räumliche und zeitliche Aspekte (Anordnung und Interaktion von Elementen, Dynamik und Änderungen von Ökosystemen) als auch Typisierungen von Ökosystemen und Landschaften (BASTIAN et al. 2012). Beispiele hierfür sind Bodeneigenschaften, Nährstoffkreisläufe, die biotische Stoffproduktion und die biologische Vielfalt (BASTIAN/GRUNEWALD 2013). Die Ökosystemeigenschaften bilden die Grundlage jeder Form von Leistungen, die für die Menschen nutzbar sind, und somit die Grundlage der gesellschaftlichen Existenz. Aus einer ökologischen Sichtweise ist die Analyse von ökosystemaren und landschaftsbedingten Strukturen und Prozessen eine Grundvoraussetzung für das Verständnis von Ökosystemleistungen (BASTIAN et al. 2012).

Ökosystempotenziale bilden die zweite Säule der EPPS-Rahmenmethodik (BASTIAN et al. 2012). Resultierend aus den Ökosystemeigenschaften haben Ökosysteme das Potenzial, gewisse Leistungen für die menschliche Gesundheit zu erbringen (BASTIAN/GRUNEWALD 2013). Das Konzept der Potenziale bewertet Naturgüter aus der Sicht der potenziellen Nutzer. Das Ziel ist es, die Leistungsfähigkeit eines Ökosystems (oder des biophysikalischen Teils einer Landschaft) als Bandbreite von gesellschaftlich verwendbaren Möglichkeiten aufzuzeigen. Hierbei werden auch Elemente, die bestimmte Nutzungen einschränken oder sogar ausschließen (Risiken, Tragfähigkeiten und der Umgang mit Stress) berücksichtigt. Mithilfe des Potenzial-Begriffs kann zwischen dem Potenzial, eine bestimmte Leistung bereitzustellen, und der aktuellen, tatsächlich nachgefragten Nutzung dieser Leistung unterschieden werden (BASTIAN et al. 2012). Demzufolge ist das reine Dargebot einer Leistung ohne Nachfrage noch kein Nutzen und keine Ökosystemleistung (BASTIAN/GRUNEWALD 2013).

Ökosystemleistungen stellen schließlich das letzte Modul der Rahmenmethodik dar. Während Potenziale lediglich die Möglichkeit einer ökosystemaren Nutzung beschreiben, resultiert mit der Ökosystemleistung die Realisierung einer Nutzung (BASTIAN et al. 2012). (Gesellschaftliche) Funktionen und Leistungen werden hierbei synonym verwendet. Wie

bereits erwähnt, wird eine Ökosystemleistung als der tatsächlich nutzenstiftende Beitrag eines Ökosystems beschrieben (BASTIAN/GRUNEWALD 2013).

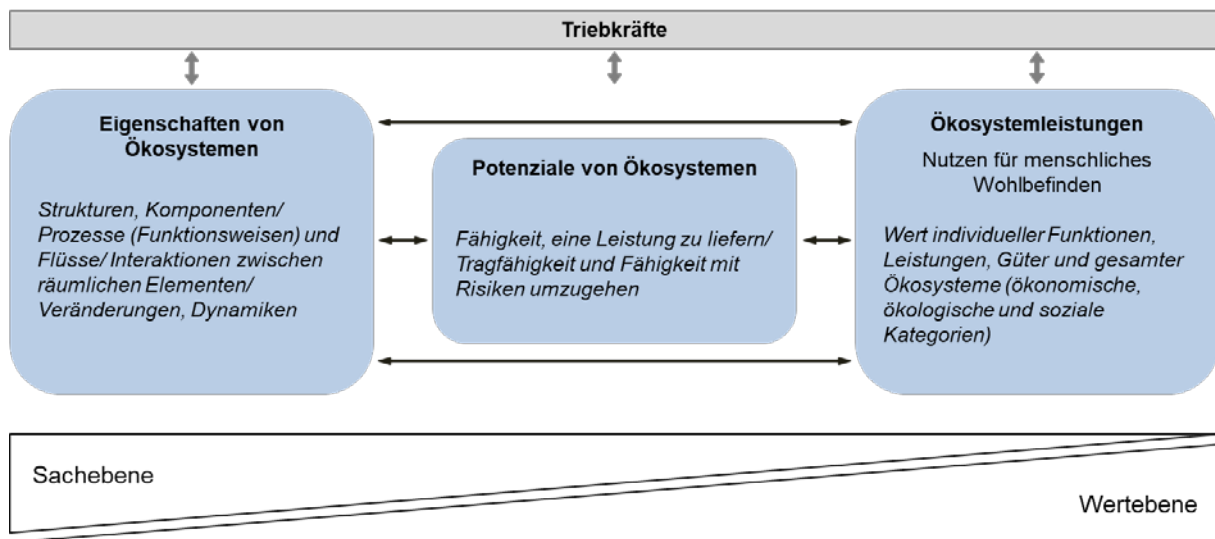


Abbildung 2: EPPS-Rahmenmethodik nach BASTIAN/GRUNEWALD 2013 (eigene Darstellung)

Im ersten Schritt der EPPS-Rahmenmethodik werden Ökosystemeigenschaften mit überwiegend naturwissenschaftlichen Methoden und unter Verwendung von Indikatoren analysiert. Die gewonnenen Ergebnisse lassen zunächst noch keine Rückschlüsse auf eine mögliche Nutzung, Werte oder Leistungsbedarfe durch die Gesellschaft zu. Ökosysteme und Landschaft generieren ein Leistungspotenzial, doch erst gesellschaftliche Nachfrage und Mechanismen verwandeln das zugrundeliegende Potenzial in eine Leistung (BASTIAN et al. 2012). Der Verständlichkeit halber kann der Potenzial-Ansatz verwendet werden, der Potenziale bewusst als Zwischenschritte definiert, um zwischen einer möglichen und einer tatsächlichen Nutzung zu unterscheiden (BASTIAN et al. 2012, BASTIAN/GRUNEWALD 2013).

Durch die Analyse von Ökosystem- und Landschaftspotenzialen ist es möglich, die Eignung eines Ökosystems oder einer Landschaft für verschiedene Formen der Landnutzung prüfen, aber ebenso, um die Tragfähigkeit und Risiken einer Landnutzung zu beurteilen. Aus diesem Grund ist nach Ansicht von BASTIAN et al. (2012) der Potenzial-Ansatz ein wichtiger Bestandteil im Planungsprozess, beispielweise wenn es um die Implementierung eines nachhaltigen Landnutzungssystems geht.

Die rechte Seite der Darstellung (vgl. Abb. 2) spiegelt die rein anthropozentrische Perspektive (Bewertungsebene) wider; Ökosysteme und Landschaften werden als Güter und Leistungen betrachtet, welche von der Gesellschaft genutzt werden. Die Analyse von Ökosystemleistungen beinhaltet immer auch einen Bewertungsteil. Beispielsweise werden wissenschaftliche Erkenntnisse in anthropozentrische Wertkategorien überführt. Hierbei spielen sozioökonomische Indikatoren eine wichtige Rolle. Nicht nur ökonomische, sondern auch ökologische und soziale Kategorien werden dabei in die Betrachtung einbezogen. Obwohl sich die EPPS-Rahmenmethodik auf den geschaffenen Nutzen konzentriert, sind auch negative soziale oder ökonomische Effekte von Ökosystemen und Landschaften inkludiert. Solche Effekte werden ebenfalls in der dritten Säule betrachtet, sie können hier als Leistungen mit negativen Vorzeichen gesehen werden (BASTIAN et al. 2012).

Natürliche Ökosysteme und anthropogen beeinflusste Landschaften, sowie die dabei bereitgestellten Potenziale und Leistungen sind geprägt durch konstante Änderungen, welche durch verschiedene Triebkräfte, wie beispielsweise Klimawandel, demografischer Wandel und technologische Entwicklung, ausgelöst werden. Dabei hängen die Leistungen nicht nur von Eigenschaften und Potenzialen ab; denn die Nutzung einer Leistung kann auch Eigenschaften und Potenziale von Ökosystemen verändern (BASTIAN et al. 2012). Sämtliche Teilsysteme unterliegen einer permanenten wechselseitigen Beeinflussung.

## 2.2 Klassifikation von Ökosystemleistungen

### 2.2.1 Herausforderungen einer Klassifikation

Wenn Ökosystemleistungen eine wirksame Entscheidungshilfe im Umgang mit natürlichen Ressourcen darstellen sollen, müssen sie auf eine Art und Weise klassifiziert werden, die Vergleiche und Abwägungen zwischen den relevanten Mengen an möglichen Nutzen zulässt. Bei vielen Klassifikationssystemen befinden sich Ökosystemprozesse und Ökosystemleistungen innerhalb derselben Kategorie, wodurch diese Klassifikationen nicht für eine wirksame Entscheidungsfindung genutzt werden können (WALLACE 2007). In Ökosystemen existieren zumeist keine einfachen Beziehungen; dementsprechend kann dieselbe Leistung verschiedene Nutzen erzeugen (FISHER/TURNER 2008). Biophysikalische Strukturen, ökologische Funktionen, intermediäre und finale Leistungen werden häufig unterschiedlich definiert, was bei der Klassifizierung leicht zu unterschiedlichen Interpretationen – insbesondere bei der Unterscheidung von intermediären und finalen Leistungen – führen kann (LA NOTTE et al. 2017). Wenn eine derartige Differenzierung nicht vorgenommen wird, kommt es bei der Bewertung zu einer Doppelzählung der Leistungen (BOYD/BANZHAF 2007). Wie mögliche Ansätze zur logischen Kategorisierung von Ökosystemleistungen aussehen können, wird im Folgenden gezeigt.

### 2.2.2 Klassifikation nach dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005)

Seit den Veröffentlichungen des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT erlangte das Konzept der Ökosystemleistungen eine wichtige Rolle in der globalen Agenda, da es eine Brücke schlägt zwischen einer notwendigen Erhaltung der Biodiversität und den Herausforderungen der *Millennium Development Goals* (TEEB 2012). Deshalb stellt die Klassifikation des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT die international bekannteste Klassifikation dar (SCHÜLER 2016). Das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) definiert Ökosystemleistungen als den Nutzen (*benefit*), den Menschen durch Ökosysteme erlangen. Dabei sind die Ökosystemleistungen unterteilt in Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen, kulturelle Leistungen und unterstützende Leistungen (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Mit Ausnahme der unterstützenden Leistungen, auch als Basisleistungen bezeichnet, fördert der Konsum bzw. die Verwendung von Ökosystemleistungen direkt das menschliche Wohlbefinden. Die unterstützenden Leistungen hingegen besitzen eine indirekte Relevanz, indem sie die kontinuierliche Bereitstellung der anderen Ökosystemleistungen gewährleisten (SCHÜLER 2016).

Versorgungsleistungen (*provisioning services*) sind laut MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) Produkte, die von Ökosystemen bereitgestellt werden. Dazu gehören:

- Nahrungsmittel, die von Pflanzen, Tieren oder Mikroben abstammen

- Fasern, wie Holz, Jute, Baumwolle, Hanf, Seide und Wolle
- Treibstoffe bzw. Kraftstoffe wie Holz, Dung und andere biologische Materialien, die als Energiequelle dienen
- genetische Ressourcen, welche Gene und genetische Informationen beinhalten, die für die Tier- und Pflanzenzucht und Biotechnologie verwendet werden
- biochemische, natürliche Medizin und Arzneimittel wie Medikamente, Biozide, Lebensmittelzusatzstoffe und biologische Materialien
- dekorative Ressourcen wie Tier- und Pflanzenprodukte (Haut, Fell), Schalen und Blumen
- Frisch- bzw. Süßwasser

Regulierungsleistungen (*regulating services*) sind Nutzen, die durch die regulierenden Prozesse eines Ökosystems generiert werden (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Darunter fallen folgende Leistungen:

- Regulierung der Luftqualität: Ökosysteme filtern Schadstoffe aus der Luft und beeinflussen den Luftzustand
- Klimaregulierung: Ökosysteme beeinflussen das Klima sowohl global als auch lokal. Auf lokaler Ebene beispielsweise können Änderungen der Landbedeckung die Verdunstung und den Niederschlag beeinflussen. Auf globaler Ebene üben Ökosysteme durch Bindung und Ausstoß von Treibhausgasen einen wesentlichen Einfluss auf das Klima aus
- Wasserregulierung: Das Ausmaß und die zeitlichen Amplituden von Abfluss, Überschwemmung und Grundwasserneubildung können stark durch die Bodenbedeckung beeinflusst werden, insbesondere Änderungen, die das Wasserspeicherpotential eines Systems verändern
- Erosionsregulierung: Bodeneigenschaften und Vegetationsbedeckung spielen eine wichtige Rolle beim Bodenerückhalt und bei der Vermeidung von Erdrutschen
- Wasserreinigung und Abfallverwertung: Ökosysteme können einerseits eine Quelle von Verunreinigungen sein, aber ebenso bei der Filterung und bei der Zersetzung von organischem Abfall helfen
- Krankheitsregulierung: Änderungen in Ökosystemen können unmittelbar das Vorkommen von Humanpathogenen wie Cholera oder von Krankheitsüberträgern wie Mücken begünstigen bzw. erschweren
- Schädlingsregulierung: Ökosystemveränderungen können die Verbreitung von Pflanzen- und Nutztviehschädlingen beeinflussen
- Bestäubung: Ökosystemänderungen vermögen die Verteilung, das Vorkommen und die Effektivität von Bestäubern zu beeinflussen
- Regulierung von Naturgefahren: Das Vorkommen von Küstenökosystemen wie Mangroven und Korallenriffe können durch Sturmfluten verursachte Schäden verringern

Kulturelle Leistungen (*cultural services*) stellen immaterielle Nutzen dar, der zum Ausdruck kommt in Form spiritueller Bereicherung, kognitiver Entwicklung, Reflexion, Erholung und ästhetischer Erfahrungen (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005): Konkret zählen dazu:

- kulturelle Diversität: Ökosystemen bedingen kulturelle Vielfalt



- spirituelle und religiöse Werte: Viele Religionen versehen Ökosysteme und deren Bestandteile mit spirituellen und religiösen Bedeutungen
- Wissenssystem: Ökosysteme beeinflussen die Art der Wissenszusammenhänge, die von verschiedenen Kulturen entwickelt wurden
- Bildungswerte: Ökosysteme und deren Prozesse stellen eine Basis für formelle und informelle Bildung bereit
- Inspiration: Ökosysteme sind eine reichhaltige Quelle der Inspiration für Kunst, Folklore und Architektur
- ästhetische Werte: Menschen finden Schönheit und ästhetische Werte in verschiedenen ökosystemaren Komponenten, was sich in der Wahl des Wohn-/Urlaubsstandorts und in sonstigem präferenzbasiertem Handeln äußert
- soziale Beziehungen: Ökosysteme beeinflussen die Art der sozialen Beziehungen
- räumliche Beziehungen: Menschen schätzen den *sense of place*, der aus wahrgenommenen Merkmalen und Besonderheiten (*features*) ihrer Umgebung resultiert und Komponenten von Ökosystemen miteinschließt
- Werte des kulturellen Erbes: Viele Gesellschaften legen einen hohen Wert auf den Erhalt von historisch bedeutsamen Landschaften oder kulturell bedeutsamen Arten
- Erholung und Ökotourismus: Menschen treffen die Art ihrer Freizeitgestaltung an Abhängigkeit von natürlichen und kulturellen Merkmalen in einer bestimmten Region

Unterstützende Leistungen (*supporting services*) sind Leistungen, die notwendig sind für die Erzeugung aller anderen Ökosystemleistungen. Im Gegensatz zu bereitstellenden, regulierenden und unterstützenden Leistungen entfalten sie ihre Wirkung lediglich auf indirektem Weg oder über einen langen Zeitraum hinweg. Veränderungen der übrigen Ökosystemleistungen weisen hingegen relativ direkte und kurzfristige Veränderungen auf (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Zu den unterstützenden Leistungen zählen:

- Bodenbildung: Viele Versorgungsleistungen hängen von der Bodenfruchtbarkeit ab, weshalb die Bodenbildungsrate das menschliche Wohlbefinden auf vielfache Weise beeinflusst
- Fotosynthese: Erzeugung des für die meisten Lebewesen notwendigen Sauerstoffs
- Primärproduktion: Primärproduktion ist die Assimilierung und Akkumulation von Energie und Nährstoffen durch Organismen und trägt somit unter anderem zur Bildung von Biomasse bei
- Nährstoffkreislauf: Etwa 20 lebensnotwendige Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor unterliegen zyklischen Kreisläufen und liegen in unterschiedlicher Konzentration in den Ökosystemen vor
- Wasserkreislauf: Der zyklische Transport von Wasser leistet diverse lebensnotwendige Nutzen für Lebewesen

Mit dem MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT gelang es 2005 erstmals, Ökosystemleistungen in die vier beschriebenen Kategorien einzuteilen. Diese Klassifizierung stellt eine solide Basis da, um Forschung und praktische Anwendung im Bereich Ökosystemleistungen anzuregen, es konstatiert allerdings keine einwandfreie Taxonomie (LA NOTTE et al. 2017).

So entspricht diese initiale Klassifikation des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT einer nachvollziehbaren Einordnung der ökosystemaren Leistungen. Dennoch weist das

Klassifikationsschema generische Grundzüge auf, was zu einer konfusen Bewertung der Leistungen in der Praxis führen kann (BOYD/BANZHAF 2007). Mit der vom MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT getroffenen Einteilung stimmen BOYD/BANZHAF (2007) deshalb nur partiell überein – insbesondere mit der Zuordnung regulierender und kultureller Ökosystemleistungen. Demnach handle es sich vielfach um eine Funktion oder einen Nutzen. Dieser Unterschied komme aber bei der gewählten Klassifikation nicht zum Ausdruck. Konkret fehle laut BOYD/BANZHAF (2007) in den regulierenden und kulturellen Leistungen der Verweis auf finale Leistungen.

Mit Blick auf dieses Defizit eignet sich die im MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT vorgeschlagene Klassifikation nicht zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen, da Doppelzählungen von Leistungen nicht ausgeschlossen werden können. Beispielsweise befindet sich nach der beschriebenen Einteilung der Nährstoffkreislauf bei den unterstützenden Leistungen, die Regulierung des Wasserflusses bei den regulierenden Leistungen und die Erholung bei den kulturellen Leistungen (FISHER et al. 2009). Wenn Entscheidungsträger nun beispielhaft eine Umformung eines Feuchtgebiets planen und eine Kosten-Nutzen-Analyse mit den drei dargelegten Leistungen durchführen, entsteht der Fehler der Doppelzählung. Erstgenannte Leistungen, der Nährstoffkreislauf und die Wasserregulierung erfüllen dieselbe Aufgabe – nämlich, verwendbares Wasser bereitzustellen. Die Erholung hingegen ist menschlicher Nutzen, der durch die Wasserbereitstellung entsteht (FISHER et al. 2009). Zudem besitzen die Ökosystemleistungen, die von den Ökosystemkomponenten erhalten werden, beim Ansatz des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT nahezu keine thematischen Verflechtungen mit potenziellen Verbrauchern bzw. Nutzern (LANDERS et al. 2016). Die Wechselbeziehungen zwischen Leistungssender und -empfänger bleiben oftmals unberücksichtigt.

### 2.2.3 Klassifikation nach TEEB (2012)

TEEB steht für *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* und ist eine globale Initiative mit dem Ziel, den Wert der Natur zu verdeutlichen (The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) o. J.). Nach der Definition von TEEB (2012) entsprechen Ökosystemleistungen dem direkten und indirekten Beitrag von Ökosystemen zum menschlichen Wohlbefinden. Diese Definition gleicht in ihren Grundzügen jener des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), unterscheidet jedoch genauer zwischen Leistungen und Nutzen (DE GROOT et al. 2012). Gleichbedeutend mit dem Konzept der Ökosystemleistungen verwendet TEEB die Begriffe Ökosystemgüter und -leistungen (*ecosystem goods and services*) und somit eine andere Terminologie. Die Klassifizierung von TEEB bezieht sich dabei auf die kaskadenförmige, methodische Konzeption (LA NOTTE et al. 2017). Abbildung 3 visualisiert den von DE GROOT et al. (2012) vorgeschlagenen Entwicklungspfad vom Ökosystem samt Biodiversität bis hin zum menschlichen Wohlbefinden. Der Entwurf nach TEEB (2012) empfiehlt eine Differenzierung zwischen Funktionen (*function*) sowie ökologischen Strukturen und Prozessen (*ecological structures and processes*). Während Funktionen das Potenzial von Ökosystemen darstellen und von ökologischen Strukturen und Prozessen abhängen, gelten Leistungen als nützliche Dienstleistungen und materielle Güter, die Menschen direkt und indirekt erhalten (DE GROOT et al. 2012).

Die Einteilung von 22 Ökosystemleistungen erfolgt nach DE GROOT et al. (2012) in vier Hauptkategorien: Versorgungs- (*provisioning*), Regulierungs- (*regulating*), Habitat- (*habitat*) sowie kulturelle und ästhetische (*cultural and amenity*) Leistungen. Die Klassifikation



orientiert sich in struktureller Hinsicht am System des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (DE GROOT et al. 2012). Die Kategorie der unterstützenden Leistungen, wie sie im Pioniermodell des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT verwendet wird, verfolgt die TEEB-Klassifikation jedoch nicht weiter. Die unterstützenden Leistungen werden von TEEB als Teil eines ökologischen Prozesses ausgelegt. An Stelle der unterstützenden Leistungen wird eine neue Leistungskategorie, die Habitatleistungen (*habitat services*), eingeführt, um die Bedeutung der Ökosysteme beim Erhalt von Lebensräumen, Arten und des Genpools zu akzentuieren (LA NOTTE et al. 2017, DE GROOT et al. 2012).

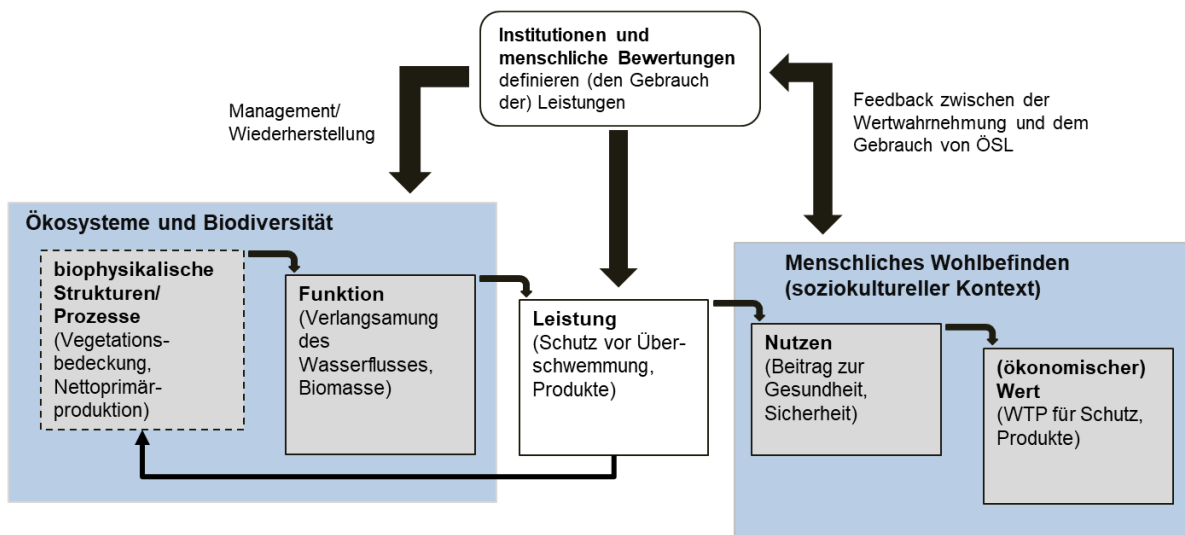


Abbildung 3: Klassifikation nach DE GROOT et al. 2012, angepasst nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2010 und MALTBY 2009 (eigene Darstellung)

## 2.2.4 Klassifikation nach CICES (Version 5.1)

Die allgemeine und internationale Klassifizierungsschema von Ökosystemleistungen (*The Common International Classification of Ecosystem Services*, kurz: CICES) entstand im Rahmen ökologischer Untersuchungen durch das *System of Environmental and Economic Accounting (SEEA)* – eine unter der Führung der Vereinten Nationen (UN) entwickelte Richtlinie zur Umwelt- und Wirtschaftserfassung (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018). Die CICES-Klassifikation konkretisiert die Systematik des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT auf europäischer Ebene (SCHÜLER 2016). In struktureller Hinsicht bildet das Kaskadenmodell den ordnenden Rahmen für CICES. 2013 als erste, volleinsatzfähige Version 4.3 veröffentlicht, wurde CICES zur Messung, Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen entwickelt (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018). Nach ersten praktischen Erfahrungen wurden Struktur und Umfang des Modells überprüft und angepasst. Seit 2016 ist die neue, überarbeitete Version (V 5.1) verfügbar (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2018).

Mit CICES wird die Etablierung einer auf Endleistungen (*final ecosystem services*) basierenden Klassifikation beabsichtigt (vgl. Abb. 4). Unter Endleistungen bzw. finalen Ökosystemleistungen wird der Beitrag von Ökosystemen auf das menschliche Wohlbefinden verstanden. Der Begriff „final“ ist dahingehend gleichbedeutend mit dem letztendlichen Output von Ökosystemen; diese können natürlichen, halbnatürlichen oder modifizierten Ursprungs sein und bedingen einen direkten Einfluss auf gesellschaftliche Zustände. Ein Hauptmerkmal der finalen Ökosystemleistungen ist, dass diese die strukturellen

Beziehungen zu zugrundeliegenden Ökosystemfunktionen und -prozessen, welche die finalen Ökosystemleistungen erzeugen, beibehalten. Die finalen Leistungen münden in Gütern und Nutzen, welche durch die Menschen eine Wertigkeit (*value*) erhalten (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018). Die Definition betont den finalen Beitrag eines bestimmten Ökosystemmerkmals zu einem gesellschaftlichen Nutzen.

Was in der Realität einer finalen Leistung entspricht, setzt der Kontext voraus. Beispielsweise kann Wasser aus einem See, das direkt als Trinkwasserquelle genutzt wird, als finale Leistung gesehen werden. Wenn der Fokus jedoch auf Erholungszwecken wie beim Angeln liegt, erfüllt der gefangene Fisch alle Anforderungen einer finalen Leistung. Diese Kontextabhängigkeit erschwert in der Praxis die Einteilung der finalen Leistungen (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018).

Die Definition von systemabhängigen finalen Leistungen gilt dabei als Hauptaufgabe von CICES; der Schwerpunkt liegt vor allem bei biotisch bedingten Kontextabhängigkeiten. Das bedeutet keineswegs, dass Merkmale von physischen Systemen, die ein Teil der Natur sind, unbrauchbar für Menschen sind; finale Leistungen dienen dazu, den grundlegenden Beitrag der Biodiversität für das menschliche Wohlbefinden hervorzuheben, wie es u. a. bereits beim MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) und TEEB (2012) geschehen ist. Dennoch gibt es in CICES eine Einteilung von abiotischen Ökosystemoutputs, welche anhand derselben Klassifikationslogik wie die finalen Ökosystemleistungen eingeteilt werden (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018).

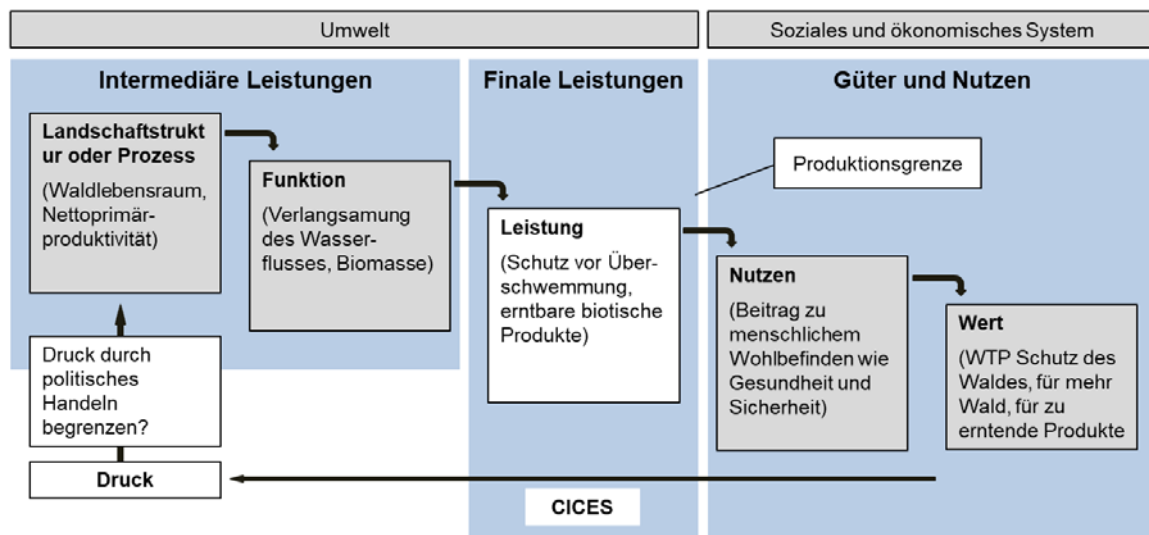


Abbildung 4: CICES-Systematik nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018 (eigene Darstellung)

Die Einteilung der Ökosystemleistungen in Kategorien orientiert sich weitestgehend an der Systematik des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – mit dem Unterschied, dass sich CICES auf die finalen Leistungen fokussiert. Folglich existiert die Gruppe der unterstützenden Leistungen bei CICES nicht. Stattdessen unterteilt CICES die Ökosystemleistungen in die drei Gruppen Versorgungs- (*provisioning*), regulierende und

erhaltende (*regulation and maintenance*) sowie kulturelle (*cultural*) Leistungen. Diese drei Hauptgruppen, die sogenannte Sektionen (*sections*), werden weiter in untergeordnete Ebenen unterteilt, was in Abbildung 5 skizziert wird (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018). Die hierarchische Struktur von CICES 5.1 ist folgendermaßen aufgeteilt:

- eine Sektion setzt sich aus verschiedenen Bereichen (*division*) zusammen
- Bereiche bestehen aus mehreren Gruppen (*group*)
- Gruppen beinhalten verschiedene Klassen (*class*)
- eine Klasse wiederum besteht aus verschiedenen Unterklassen (*class type*)

Die hierarchischen Ebenen ermöglichen Anwendern, den notwendigen Detailgrad abhängig von den Rahmenbedingungen selbst zu wählen. Auf diese Weise werden zudem vergleichbare Ergebnisse generiert (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018).

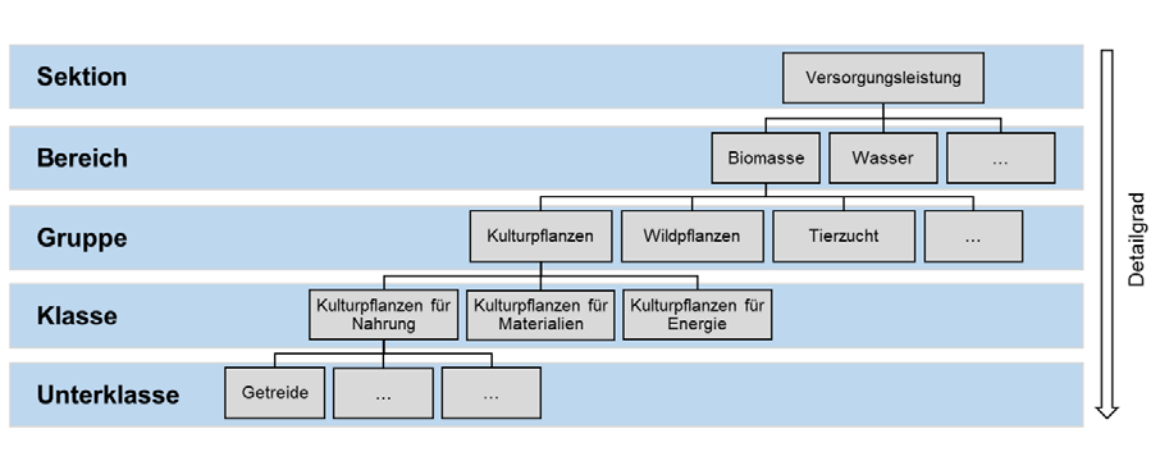


Abbildung 5: Hierarchischer Aufbau von CICES, nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018 (eigene Darstellung)

Als Versorgungsleistungen (Sektion) werden Güter bezeichnet, die der Ernährung (*nutritional*) oder anderen Zwecken (*non-nutritional material*) dienen. Zudem sind energetische Erträge (*energetic outputs*) von lebenden oder abiotischen Systemen als Versorgungsleistung definiert. Auf der zweiten hierarchischen Ebene werden die Leistungen wiederum nach biomassebasierten und aquatischen Versorgungsleistungen bzw. nach nicht-aquatisch abiotischen Outputs differenziert (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018).

Regulierende und erhaltende Leistungen (Sektion) erfassen nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN (2018) sämtliche Leistungen lebender Organismen und abiotischer Äquivalenten, die menschliche Gesundheit, Sicherheit oder Komfort beeinflussen bzw. Schäden reduzieren. Auf der Ebene der Bereiche werden diese Leistungen weiter spezifiziert. Bei dieser Abgrenzung verbleiben einerseits durch biochemische oder physikalische Dynamiken bedingte Umwandlungsprozesse (z. B. Müll, giftigen Substanzen und anderen Beeinträchtigungen) und andererseits die Regulierung von physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018).

Zu den kulturellen Leistungen (Sektion) zählen alle nicht-materiellen, generell nicht konkurrierenden und in der Regel unbegrenzten biotischen und abiotischen Dienstleistungen

von Ökosystemen. In ihrem Dasein beeinflussen sie den physischen und mentalen Zustand des Menschen. Auf der zweiten hierarchischen Ebene wird ferner zwischen jenen kulturellen Leistungen unterschieden, die aus der direkten Interaktion mit dem Menschen entstehen, und jenen, die auf indirektem Zusammenwirken beruhen (HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018).

## 3 Natur und Ökonomie: Monetarisierung von Ökosystemen

### 3.1 Zweck der Monetarisierung

Die Natur erbringt zahlreiche Leistungen wie z. B. die Bindung klimarelevanter Gase und den Rückhalt von Hochwasser. Lange galten diese Leistungen als selbstverständlich und kostenfrei nutzbar. Die Ressourcen sind jedoch endlich und die Ökosysteme werden durch permanente Übernutzung geschädigt. Sowohl die Ökosysteme als auch die Menschen werden zudem mit zahlreichen Belastungen und Schwierigkeiten konfrontiert; beispielhaft können der Klimawandel und die damit verbundenen Niederschlagsveränderungen, die Zerschneidungen der Landschaft, der Flächenverbrauch durch Siedlungs- und Verkehrsflächen oder die intensive Landwirtschaft genannt werden. Folgen sind unter anderem negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND TEEB DE 2012). In den letzten 50 Jahren hat der Mensch die Ökosysteme schneller und erheblicher verändert als in irgendeiner anderen Zeitspanne der anthropogen geprägten Geschichte. Größtenteils resultiert diese Entwicklung aus der stetig wachsenden Nachfrage nach Ressourcen wie Nahrung, Holz, Fasern und Treibstoffen, die einhergeht mit irreversiblen Artenverlusten in signifikantem Ausmaß (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Exemplarisch sind ein Drittel der in Deutschland vorkommenden Arten laut Roter Liste bedroht (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2015). Ebenso weisen bereits zwei Drittel der in Deutschland vorkommenden Biotoptypen ein Verlustrisiko auf oder sind sogar schon vollständig zerstört (FINCK et al. 2017). Bekräftigt wird dieser Befund durch das MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), wonach sich 60 % der untersuchten Ökosystemleistungen in einem schlechten Zustand befinden oder nicht nachhaltig genutzt werden. Darüber hinaus droht, dass sich die Degradierung der Ökosystemleistungen innerhalb der ersten Hälfte des Jahrhunderts signifikant fortzusetzen bzw. zunimmt (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005).

Die Schädigung der Ökosysteme impliziert somit gesellschaftliche Kosten. Eine nachhaltige Nutzung und der Schutz der Natur ist daher auch aus ökonomischer Sicht sinnvoll. In letzter Konsequenz ist es günstiger, gesellschaftliche Wirtschafts- und Lebensgrundlagen zu sichern als Ökosysteme wiederherzustellen oder Ressourcen der Natur zu ersetzen (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND TEEB DE 2012).

Ökosystemleistungen sind grundsätzlich öffentliche Güter und dementsprechend nicht gleichzusetzen mit erwerblichen Dienstleistungen oder Gütern. Öffentliche Güter sind frei verfügbar und lassen sich nicht privat aneignen. Für öffentliche Güter gibt es deshalb keine Märkte, bei denen Angebot und Nachfrage ein Versorgungsniveau generieren und eine Wertbildung durch Preise erfolgt (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND TEEB DE 2012, SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013). Auch eindeutige Kostenäquivalente (*units of account*) für Ökosystemleistungen sind deshalb nicht existent (BOYD/BANZHAF 2007). Als Nachteil dieser Eigenschaft eines öffentlichen Guts offenbart sich laut NATURKAPITAL DEUTSCHLAND TEEB (2012) eine mangelhafte Berücksichtigung der Ökosysteme und Leistungen bei Entscheidungen. Aufgrund dieser Nichtbeachtung ist es nötig, die Werte von Ökosystemleistungen zu identifizieren, und – sofern möglich – zu quantifizieren. Auf diese Weise können sämtliche Dimensionen der Nachhaltigkeit (ökonomische, soziale, ökologische) in Entscheidungsprozesse miteinbezogen werden (NATURKAPITAL

DEUTSCHLAND TEEB DE 2012). Fehlende Märkte und ein mangelhafter gesellschaftlicher Umgang mit ökosystemaren Gütern sind somit Gründe für eine Bewertung von Ökosystemleistungen (PASCUAL et al. 2012). Ein wesentlicher Vorteil der monetären Bewertung von Ökosystemleistungen liegt zuletzt darin, dass Geld allgemein als zuverlässiges, valides Maß für wirtschaftlichen Nutzen anerkannt ist (VAN BEUKERING et al. 2015).

Ökonomische Bewertungen dienen der Bewusstseinsförderung gegenüber Umweltbelangen und Nachhaltigkeit. Die Wertermittlung von Ökosystemleistungen stellt demnach eine Basis für öffentliche Verhaltensweisen und Entscheidungen (*public policy*) dar (VAN BEUKERING et al. 2015, GOULDER/KENNEDY 2011). Ein monetärer Beleg für die ökologische Relevanz unterschätzter Ökosysteme kann beispielsweise Aufmerksamkeit für den Erhalt der selbigen Ökosysteme erzeugen und öffentliche Verhaltensweisen im Sinn des Schutzgedankens beeinflussen. Auf diese Weise kann eine ökonomische Bewertung nachweisliche Argumente für einen vermehrten Schutz der Umwelt liefern. In einer Planungsagenda können in Zahlen gefasste Werte der Ökosysteme für Kosten-Nutzen-Analysen herangezogen werden und fördern somit den Entscheidungsprozess. Kurzum verfolgt der Ansatz einer monetären Bewertung von Ökosystemleistungen die grundlegende Idee, mehr Informationen über den Zustand der Ressourcen bereitzustellen und eine effizientere Abwägung bei der Nutzung zu ermöglichen (VAN BEUKERING et al. 2015). Die Vielzahl an Informationen über die Auswirkungen einer Entscheidung auf Human- und Naturkapital lassen sich in einem Ecosystem services valuation (ESV) System abwägen. Dies stellt einen problemorientierten Zugang dar, um pragmatisch Entscheidungen über Maßnahmen zu fällen (LIU et al. 2010).

Eine wichtige Aufgabe der Politik ist es, wirtschaftliche und soziale Ziele durch Bereitstellung (oftmals knapper) Ressourcen zu erreichen. Meist werden jedoch Entscheidungen ohne vollständigen Besitz von Informationen getroffen. Nebst staatlichen Akteuren berücksichtigen auch private Investoren lediglich die Kosten und Nutzen, die sich direkt auf ihren Gewinn auswirken. Potenzielle Auswirkungen auf die Umwelt und daran gekoppelte Ökosystemleistungen und -güter spielen dabei keine Rolle (VAN BEUKERING et al. 2015). Mit der Verwendung ökonomischer Werte können transparentere und kenntnisreichere Entscheidungen getroffen werden. Monetäre Werte sind relativ leicht zu interpretieren und gut für Vergleiche geeignet.

Eine monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen kann auch verwendet werden, um Steuern, Abgaben oder Gebühren für die Nutzung einer Leistung festzulegen und dadurch zur Internalisierung externer Effekte beizutragen. Derartige Abgaben haben zur Folge, dass schädliche Handlungen möglicherweise begrenzt werden. Zuletzt dient die ökonomische Bewertung der Preisfindung für Ressourcen – sowohl in ökonomischer als auch in ökologischer Hinsicht (VAN BEUKERING et al. 2015).

### **3.2 Monetäre Werte: Der ökonomische Gesamtwert**

Der ökonomische Gesamtwert (*total economic value*) dient als derzeit anerkannteste Grundlage der ökonomischen Erfassung umweltbezogener Werte. Er setzt sich aus

nutzungsabhängigen und nutzungsunabhängigen Werten zusammen (vgl. Abb.6) (HANSJÜRGENS 2012, SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013).

Die nutzungsabhängigen Werte werden die direkten Nutzwerten und die indirekten Nutzwerten untergliedert (HANSJÜRGENS 2012, BADURA et al. 2016). Der direkte Nutzwert entsteht durch die direkte Interaktion von Menschen mit ihrer Umwelt (*environment*), worunter auch die landwirtschaftliche Produktion fällt. Indirekte Nutzwerte stammen von Leistungen, von denen nicht unmittelbar Gebrauch gemacht wird. Sie leiten sich von regulierenden Leistungen ab, die von Ökosystemen bereitgestellt werden und somit als öffentliche Leistungen fungieren (z. B. Regulierung von Hochwasser durch natürliche Retentionsflächen); diese Nutzwerte spiegeln sich im Allgemeinen nicht in Markttransaktionen wider. Optionswerte beschreiben die potentielle Nutzung eines Ökosystems in der Zukunft und dessen Bedeutung für die perspektivische Generierung von Ökosystemleistungen (BADURA et al. 2016, PASCUAK et al. 2012).

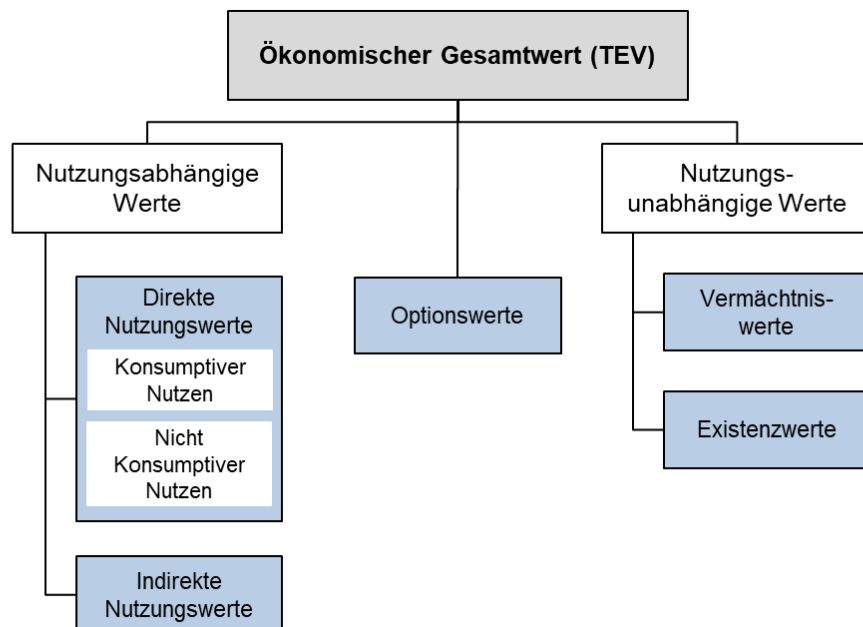


Abbildung 6: Konzept des Ökonomischen Gesamtwerts (TEV) nach SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013 und Naturkapital Deutschland TEEB 2012 (eigene Darstellung)

Die nutzungsunabhängigen Werte wiederum entstehen durch die Erkenntnis einer kontinuierlichen Existenz und der daraus resultierenden Aufrechterhaltung eines Ökosystems. Nutzungsunabhängige Werte sind unterteilt in den Existenzwert und den Vermächtniswert. Ein altruistischer Wert kann zusätzlich ausgegliedert werden (HANSJÜRGENS 2012, BADURA et al. 2016). Mit dem Existenzwert wird die Erfüllung zum Ausdruck gebracht, die Menschen durch das Dasein von Ökosystemen und Biodiversität erfahren (BADURA et al. 2016, PASCUAK et al. 2012). Der Vermächtniswert manifestiert den Wunsch nach generationenübergreifender Umweltgerechtigkeit und nach Bewahrung der Ökosysteme für künftige Generationen. Darin eingeschlossen ist das Anliegen, der Gesellschaft dauerhaft und über die eigene Lebenszeit hinweg ein hohes Maß an



Ökosystemleistungen zu gewährleisten. Konträr dazu bezieht sich der altruistische Wert auf die Tatsache, dass Leistungen der Natur der derzeitigen Allgemeinheit Wohlergehen verschaffen; der altruistische Ansatz fokussiert dabei nicht das Wohlergehen des Individuums, sondern der Gesellschaft (BADURA et al. 2016, PASCUAK et al. 2012).

Trotz der weitgehend allumfassenden Betrachtung erfasst der ökonomische Gesamtwert lediglich direkte bzw. indirekte Nutzen der Ökosysteme für die Wirtschaft oder das soziale Wohlbefinden. Der intrinsische Wert der Natur, also der natürliche Selbstwert, wird im ökonomischen Gesamtwert allerdings nicht beachtet (HANSJÜRGENS 2012).

### **3.3 Bewertung und Monetarisierung von Ökosystemleistungen**

Die ökonomische Bewertung setzt zunächst eine Identifizierung und Erfassung der Ökosystemleistungen voraus (HANSJÜRGENS 2012). Bei der Identifizierung erfolgt eine Zuordnung aller relevanten Leistungen entlang eines ausgewählten Klassifikationssystems. Hierfür kann z. B. das Modell des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT herangezogen werden, wonach vier potenzielle Kategorien unterschieden werden (siehe Kapitel 2) (HANSJÜRGENS 2012). Dahingehend ist es notwendig, den gewählten Klassifikationsansatz an die Verhältnisse des Untersuchungsraumes anzupassen (SCHRÖTER-SCHLAACK/HANSJÜRGENS 2014). Weiterhin werden sämtliche ökologisch bedingte Quellen menschlichen Wohlbefindens zusammengefasst. Quellen des Wohlbefindens verschaffen ästhetischen Genuss, bieten verschiedene Formen der Erholung, fördern den Erhalt der menschlichen Gesundheit, vermeiden physischen bzw. psychischen Schaden am Menschen oder ermöglichen den Konsum von Nahrungsmitteln (BOYD/BANZHAF 2007). Für die Erfassung benötigt man geeignete Indikatoren, mit denen Einzeldaten ausgewertet werden (HANSJÜRGENS 2012). Geeignete Indikatoren erlauben Rückschlüsse aus den gewonnenen Daten auf das zu erfassende Untersuchungsobjekt (SCHRÖTER-SCHLAACK/HANSJÜRGENS 2014). Im Anschluss an diese quantifizierenden Schritte erfolgt die Bewertung der Ökosystemleistungen (HANSJÜRGENS 2012). Die monetäre Bewertung erlaubt den Einsatz unterschiedlicher Methoden. Ein Überblick darüber wird im Folgenden gegeben.

Mithilfe einer ökonomischen Analyse werden nicht direkt Ökosystemleistungen bewertet, sondern deren Beitrag zu bereitgestellten Gütern und Leistungen, die eine Wohlfahrtsbedeutung besitzen. Güter mit und ohne Wohlfahrtsbedeutung können identisch sein. Einige Ökosystemleistungen fungieren jedoch nur als Bestandteile innerhalb eines Produktionsprozesses und erzeugen erst in Kombination mit anderen Leistungen einen Wohlfahrtsgewinn. Wird eine Leistung erst durch die Mitwirkung anthropogener Inputs (Arbeit, Kapital, Fachwissen, etc.) generiert, spricht man von Umweltleistungen (MATZDORF et al. 2010); dieser Definition zugrunde liegend kann die landwirtschaftliche Produktion von Biomasse als Umweltleistung bezeichnet werden. Sowohl Umweltleistungen als auch herkömmliche Ökosystemleistungen können nicht ohne Schwierigkeiten bewertet werden. Viele Güter gelten als nicht marktfähige Handelswaren ohne Preis, beispielsweise sauberes Wasser oder vermiedene Erosion (BADURA et al. 2016).



### 3.4 Bewertungsmethoden und Monetarisierungsansätze

LA NOTTE et al. (2015) teilen die Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen in zwei verschiedene Ansätze auf. Ein Ansatz beruht auf den individuellen Präferenzen der Konsumenten. Hierbei wird die Nachfrageseite bewertet. Der Ansatz basiert auf dem Paradigma der Wohlfahrtsökonomie, bei dem Werte einem Ersatz gleichgesetzt werden. Alternativ werden Werte anhand der Ansprüche von Individuen gemessen. Die Grundlage dieses Ansatzes bilden offenbarte oder geäußerte Präferenzen, wodurch das individuelle Verhalten quantifiziert werden kann. Individuelle Präferenzen eignen sich dabei bevorzugt für gesellschaftlich definierte – sprich kulturelle – Leistungen. Für eher ökologisch basierte Leistungen (Regulierungsleistungen) eignen sich hingegen quantitativ ausgerichtete Methoden zur Bezifferung der ökosystemaren Funktionen (LA NOTTE et al. 2015).

Einen alternativen Ansatz zur Bewertung stellt die Quantifizierung der Ökosystemleistung durch ein biophysikalisches Modell dar. Mittels Bewertungsmethoden können Ökosystemleistungen in Geldwerte transformiert werden. Dementsprechend werden Kosten, die durch eine Degradation oder Zerstörung eines Ökosystems entstehen, mit dem ökosystemaren Wert gleichgesetzt werden (LA NOTTE et al. 2015).

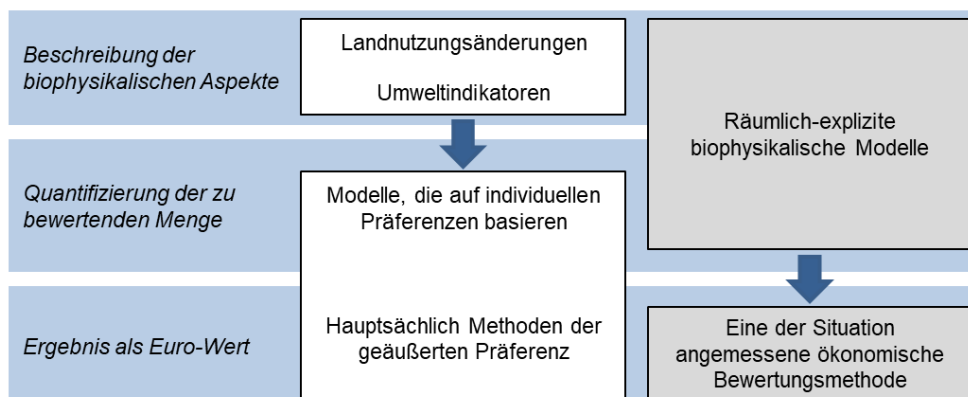


Abbildung 7: Systematik der Bewertungsmethoden nach LA NOTTE et al. 2015 (eigene Darstellung)

#### 3.4.1 Direkte Marktbewertungsmethoden

Bei direkten Marktbewertungsmethoden werden Marktpreise eines vermarkteten Guts der monetären Bewertung zugrunde gelegt (BADURA et al. 2016). Die Verwendung aktueller, marktbasierter Daten erweist sich dabei als wesentlicher Vorteil der direkten Marktbewertungsansätze. Marktbedingte Präferenzen und Kosten werden auf diese Weise exakt repräsentiert. Zudem existieren die Daten bereits und können dadurch relativ mühelos verwendet werden (PASCUAL et al. 2012). Aufgrund von steuerbedingten Verzerrungen oder zeitlichen Preisschwankungen (z. B. bei landwirtschaftlichen Produkten) müssen die Daten gegebenenfalls noch angepasst bzw. bereinigt werden. Zudem stellen Ökosystemleistungen nur einen Teil des Beitrags dar, der zur Produktion eines vermarkteten Gutes führt. Andere produktionsfördernde Faktoren wie Arbeit, Wissen und Kapital müssen berücksichtigt werden (siehe Umweltleistung) (BADURA et al. 2016).

Marktbewertungsmethoden dienen zur Erfassung von nutzungsabhängigen Werten (SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013). Sie lassen sich in preisbasierte Ansätze, kostenbasierte Ansätze und produktionsfunktionsbasierte Ansätze unterteilen (PASCUAU et al. 2012).

Preisbasierte Ansätze eignen sich, um den Wert von Versorgungsleistungen zu ermitteln, da die durch bereitstellende Leistungen erzeugten Waren in der Regel marktfähig sind (PASCUAU et al. 2012). Da sich in gut funktionierenden Märkten Präferenzen und marginale Kosten im Marktpreis widerspiegeln, kann dieser als Indikator zur Warenwertermittlung verwendet werden (PASCUAU et al. 2012, KOETSE et al. 2015). Demnach können Marktpreise auch ein geeigneter Indikator für den Wert verzerrter Ökosystemleistung sein, wenn beispielsweise Steuern oder Subventionen den ökosystemaren Wert überlagern (PASCUAU et al. 2012). Die Marktpreismethode kann in diesen Fällen verwendet werden, wenn direkt von der Natur bereitgestellte Güter auf einem Markt in ähnlicher oder gleicher Form gehandelt werden (SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013).

Kostenbasierte Ansätze beruhen auf eventuell anfallenden Kosten, die entstünden, wenn eine Ökosystemleistung durch künstliche Mittel nachgebildet werden müsste. Andernfalls bilden Schätzungen von Umweltschäden die Grundlage der Wertermittlung (HANSJÜRGENS 2012). Für die situationsabhängige Bewertung eignen sich verschiedene Ansätze:

- die **Methode der Schadenskosten** (*damage cost method*): Schadenskosten entsprechen dem finanziellen Aufwand, der durch eine Schadensabwehr eingespart wird. Materielle und immaterielle Umweltschäden werden monetarisiert, indem die Folgekosten der Schäden erfasst werden oder indem derjenige Nutzen bewertet wird, der durch die verringerte Umweltqualität entgangen ist (SCHÄFER 2012)
- die **Methode der Vermeidungskosten** (*avoidance cost method*): Vermeidungskosten sind Opportunitätskosten, die aufzuwenden sind, um eine umweltschädigende Aktivität zu vermeiden. Ziel dieses Ansatzes ist die Umsetzung eines Referenzzustands oder Umweltziels (SCHÄFER 2012)
- die **Methode der Ersatzkosten** (*replacement cost method*): Bei dieser Methode werden diejenigen Kosten geschätzt, die anfielen, wenn eine Ökosystemleistung durch künstliche Technologien (technisches Substitut) ersetzt würde (PASCUAU et al. 2012). Es wird davon ausgegangen, dass es möglich ist, einen gleichwertigen Ersatz zu finden. Die Monetarisierung wird basierend auf den Kosten vollzogen, die zur Realisierung des künstlichen Substitutes nötig sind (SCHÄFER 2012)
- die **Methode der Minderungs- oder Wiederherstellungskosten** (*mitigation or restoration cost method*): Diese Methode fokussiert einerseits die Kosten, die aufgrund der Wiederherstellung eines Ökosystems bzw. einer Ökosystemleistung entstehen. Die Kosten zur Wiederherstellung richten sich dann nach finanziellen Ausgaben für den technischen Ersatz. Andererseits berücksichtigt der Ansatz die Leistungsminderung bei Verlust einer Ökosystemleistung (PASCUAU et al. 2012)

Für die Anwendung sämtlicher Methoden des kostenbasierten Ansatzes müssen zunächst die bereitgestellten Ökosystemleistungen bewertet werden. Diese beinhaltet die Notwendigkeit, die Art und Weise, den Empfänger und das Ausmaß der Bereitstellung zu beschreiben (KOETSE et al. 2015).

Produktionsfunktionsbasierte Ansätze beruhen – wie ihre Bezeichnung verrät – auf dem Beitrag, den Ökosystemleistungen zur Produktion einer anderen Ökosystemleistung erbringen. Kurz gesagt: Einige Ökosystemleistungen werden als Input für Produktionsprozesse verwendet. Die jeweiligen Ansätze beurteilen die Zwischenleistung anhand des finalen Produkts, das auf einem existierenden Markt gehandelt wird (PASCUAKE et al. 2012). Ihr Wert kann erhalten werden, indem der Beitrag der Ökosystemleistung zum ökonomischen Wert des Endprodukts anhand einer Produktionsfunktion gemessen wird (KOETSE et al. 2015). Verbesserungen der Ressourcengrundlage oder der Umweltqualität verringern die Kosten und Preise und verbessern die Qualität der vermarkteten Güter (FREEMAN 2013). Im ersten Schritt wird der physische Effekt der Umweltveränderung bestimmt; im Anschluss wird der monetäre Wert der Umweltveränderung geschätzt. Hierbei werden Marktpreise verwendet, um die Änderung des Outputs zu bewerten (GARROD/WILLIS 2001). Der produktionsfunktionsbasierte Ansatz benutzt somit wissenschaftliche Kenntnisse zu Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen den bewerteten Ökosystemleistungen und dem Output-Level des vermarkteten Produkts. Der Einsatz dieser Methode kann in denjenigen Fällen als sinnvoll erachtet werden, wenn der Marktpreis des finalen Produkts sowie die Wohlfahrt des Konsumenten unverändert bleiben und nur der Produzent des finalen Produkts von einer Änderung der Quantität oder Qualität der Ressource profitiert (PASCUAKE et al. 2012).

Ein Vorteil preisbasierter Ansätze ist, dass sie relativ einfach anzuwenden sind; sie verwenden allgemein vorhandene Informationen zu Preisen, Mengen und Kosten und benötigen nur auf wenigen Annahmen gestützte Modellierungen. Im Gegensatz zu nicht-marktbasierten Ansätzen werden nur Daten von tatsächlichen Konsumentenpräferenzen integriert. Ferner ist ihre Implementierung relativ preiswert, da es keiner Studien oder komplexer Analysen bedarf. Trotzdem ergeben sich auch Nachteile. Beispielsweise ist die Aussagekraft der auf Marktbeobachtung beruhenden Analyse in perspektivischer Hinsicht eingeschränkt. Aktuelle oder zukünftige Änderungen von Ökosystemleistungen können nicht nachvollzogen werden (KOETSE et al. 2015).

### 3.4.2 Indirekte Marktbewertungsmethoden: Methoden der offenbarten Präferenz

Als indirekte Marktbewertungsmethode basiert der Ansatz der offenbarten Präferenz (*revealed preference approach*) auf der Beobachtung gesellschaftlicher Motive und der Analyse individueller Entscheidungen in existierenden Märkten, die mit der zu bewertenden Ökosystemleistung in Beziehung stehen (PASCUAKE et al. 2012, KOETSE et al. 2015). Sie identifizieren, inwiefern ein nicht vermarktetes Gut aktuelle Märkte anderer Güter beeinflusst. Insbesondere eignen sich Methoden der offenbarten Präferenz bei komplizierten Sachverhalten, wenn Ökosystemleistungen keine physischen existierenden, nicht vermarkteten und nicht bepreisten Güter produzieren; bei jenen Ökosystemgütern ohne direkten Marktpreis kann die Methode angewandt werden (KOETSE et al. 2015, BADURA et al. 2016). Zu diesen Methoden zählen die Reisekostenmethode (*travel cost method*) und die Immobilienpreismethoden (*hedonic pricing*) (PASCUAKE et al. 2012). Mit den Methoden der offenbarten Präferenz können nutzungsabhängige Werte erfasst werden (SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013).

Die Reisekostenmethode dient in erster Linie der Bestimmung von Erholungswerten, die durch wechselseitige Wirkungen von Biodiversität und Ökosystemleistungen entstehen

(PASCUAKE et al. 2012). Die Methode gilt als praktikabel, wenn die Qualität eines ökologischen Gebiets (*environmental area*) direkt den Erholungsnutzen bzw. den Tourismus bedingt. Dazu werden Informationen zur Anzahl Freizeitsuchender in einem abgegrenzten Gebiet benötigt, um entsprechende Rückschlüsse auf die Wirkung eines Ökosystems treffen zu können (KOETSE et al. 2015). Die Grundlage der Methode bildet der Grundgedanke, dass Freizeiterleben (*recreational experience*) mit Kosten (direkten Ausgaben und zeitlichen Opportunitätskosten) verbunden ist (PASCUAKE et al. 2012) und sich der Wert des Erholungsnutzens dementsprechend im Verhalten der Menschen auf dem Reisemarkt äußert. Durch die Analyse der reisebedingten Aufwendungen (Reisekosten, Zeitkosten, Eintrittspreise) ist es möglich, den impliziten Preis des Zugangs zu einem Erholungsgebiet zu bewerten und somit auch den Wert des Erholungsnutzens (BADURA et al. 2016). Dabei wird davon ausgegangen, dass die Kosten mindestens der Wertschätzung des Gutes entsprechen (MEYERHOFF et al. 2012).

Ähnlich den direkten Marktbewertungsmethoden überzeugt der Ansatz der offenbarten Präferenz aufgrund der Tatsache, dass dargelegte Präferenzen herangezogen werden und somit tatsächliches Verhalten evaluiert werden kann. Doch ebenso weisen auch indirekte Ansätze keine methodische Kompetenz bei der Bewertung von Ökosystemveränderungen auf. Als weitere Nachteile der Methodik können der Zeit- und Kostenaufwand sowie die Verzerrung der monetären Werte bei Politikversagen oder unvollkommenen Märkten genannt werden (KOETSE et al. 2015, PASCUAKE et al. 2012).

### 3.4.3 Methoden der geäußerten Präferenz

Bei Methoden der geäußerten Präferenz (*stated preference approach*) werden hypothetische Märkte entwickelt. In einem experimentellen Verfahren treffen Teilnehmer Entscheidungen über die Bereitstellung und die verbundenen Kosten von nicht vermarkteten Gütern (BADURA et al. 2016). Die Methoden der geäußerten Präferenz simulieren somit einen Markt und die Nachfrage nach Ökosystemleistungen anhand von Tests zu hypothetischen (politisch verursachten) Veränderungen bei der Bereitstellung von Ökosystemleistungen (PASCUAKE et al. 2012). Als Grundbedingungen zur Anwendung gelten ein Fehlen von Marktpreisen, die Untauglichkeit von Methoden der offenbarten Präferenz sowie die hypothetische Veränderung von Ökosystemleistungen (KOETSE et al. 2015). Die Methoden der geäußerten Präferenz können sowohl für nutzungsabhängige als auch nutzungsunabhängige Werte verwendet werden; nutzungsabhängige Werte betreffend stellen sie sogar die einzig mögliche Art der Monetarisierung dar. Auch beim Fehlen eines Ersatzmarktes, aus dem der Wert eines Ökosystems abgeleitet werden kann, sind diese Methoden geeignet (PASCUAKE et al. 2012).

Während der wissenschaftlichen Erhebungen werden Teilnehmer gebeten, die Zahlungsbereitschaft für mögliche Bereitstellungsänderungen von Ökosystemleistungen anzugeben. Die erhobenen, präferenzbasierten Informationen werden dazu genutzt, assoziierte Werte, die Menschen einer Umweltleistung zusprechen, abzuschätzen (KOETSE et al. 2015). Zu den Methoden der geäußerten Präferenz gehören kontingente Bewertungsmethoden (*contingent valuation method*) und Choice Modelle (*choice modelling*) (PASCUAKE et al. 2012). Mit den Methoden der geäußerten Präferenz können sowohl nutzungsabhängige als auch nutzungsunabhängige Werte erfasst werden (SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013).

Der Anwendungsbezug kontingenter Bewertungsmethoden ist groß: Sämtliche Arten von Ökosystemleistungen können unter deren Einsatz angewandt werden (KOETSE et al. 2015). In der Anwendung nutzen kontingente Bewertungsmethoden Fragen, die über zwei grundlegende Präferenzmuster Aufschluss geben sollen: Entweder erfragen sie, wie hoch die Zahlungsbereitschaft der Teilnehmer wäre, um die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu steigern bzw. zu verbessern (*willingness to pay*) oder sie erkundigen sich danach, wie viel man ihnen zahlen müsste, um den Verlust oder die Abwertung zu akzeptieren (*willingness to accept*) (PASCUAKE et al. 2012, KOETSE et al. 2015). Die Bewertung basiert auf hypothetischen Szenarien und Beschreibungen von Ökosystemleistungen. Ein hypothetischer, jedoch realistischer Markt zum Verkauf oder Kauf der Nutzung und/oder zum Erhalt von Ökosystemleistungen wird dazu den Teilnehmern detailliert beschrieben. Derjenige übt Einfluss auf den hypothetischen Markt aus, indem er eine Reihe von Fragen beantwortet, die sich auf eine vorgesehene Qualitäts- oder Bereitstellungsänderung eines Gutes oder einer Leistung beziehen. Nach der Gewichtung und der Durchschnittsermittlung aller Antworten wird ein monetärer Wert für die Ökosystemänderung bzw. für deren Leistung definiert (KOETSE et al. 2015).

Choice Modelle können ebenso wie kontingente Bewertungsmethoden für die Bewertung des ökonomischen Werts nahezu jeder Ökosystemleistung oder jedes Ökosystemgutes angewandt werden. Die Methode funktioniert unter der Prämisse, dass jedes Gut anhand seiner Attribute bzw. Charakteristika beschrieben werden kann (KOETSE et al. 2015). Bei den Choice Modellen werden Individuen mit zwei oder mehr wertfreien Alternativen konfrontiert, welche zu bewertenden Leistungen mit gemeinsamen Merkmalen beschreiben; das Niveau der Merkmale unterscheidet sich aber (PASCUAKE et al. 2012). Nachdem die Teilnehmer zwischen den verschiedenen Merkmalskombinationen eine Auswahl getroffen haben, können die Werte anhand ihrer Präferenz abgeleitet werden. Im Unterschied zur kontingenten Bewertung können hier die Probanden zwischen verschiedenen Alternativen wählen, anstatt unmittelbar nach ihrer Präferenz befragt zu werden (KOETSE et al. 2015).

Da sich kontingente Bewertungsmethoden nicht auf reale Märkte beziehen, sind sie prinzipiell auf jede Ökosystemleistung übertragbar. Nutzenabhängige und nutzenunabhängige Werte sind gleichermaßen monetarisierbar. Diese Eigenschaft kann als ihr großer Vorteil ausgelegt werden. Dennoch bergen Methoden der geäußerten Präferenz auch Probleme. Die Reaktionen und Aussagen von Teilnehmern bezogen auf hypothetische Szenarien können fehlinterpretiert werden. Unklar bleibt, ob die Teilnehmer in der Realität ähnliche Verhaltens- und Präferenzmuster erkennen lassen. Derartige Methoden können deshalb schnell missverstanden werden und zu verzerrten Antworten führen. Darüber hinaus sind großangelegte Studien zur Feststellung der Präferenz kostspielig (PASCUAKE et al. 2012, KOETSE et al. 2015).



## 4 Methodik

Ökosysteme sind von herausragender Bedeutung für die Gesellschaft. Doch nicht alle Ökosysteme liefern im gleichen Umfang Ökosystemleistungen. Beispielsweise ist Grünland aufgrund seiner biophysikalischen Eigenschaften in der Lage, eine Vielzahl an Leistungen bereitzustellen. Dabei handelt es sich nicht nur um Versorgungsleistungen in Form von pflanzlicher Biomasse, sondern auch um regulierende und kulturelle Leistungen wie die erholungsstiftende Wirkung, den Einfluss auf die Grundwasserqualität oder die Habitat-eignung für Flora und Fauna (BEIERKUHNLEIN/JÖRG 2014). In einem exemplarischen Vergleich veranschaulicht TEEB DE (2016) das ökosystemare Leistungspotenzial von Grün- und Ackerland und demonstriert die monetären Kosten und Nutzen der jeweiligen Landnutzungen. Beim Angebot verschiedener Ökosystemleistungen unterscheiden sich beide Nutzungsformen demnach erheblich. Einerseits ist der Nutzen einer ackerbaulichen Bewirtschaftung die Biomasseproduktion betreffend größer als der monetäre Nutzen eines Grünlandstandorts. Auf der anderen Seite generiert Grünland in quantitativer Hinsicht mehr regulierende Leistungen als Ackerland – bezogen auf die Bereiche Klimaschutz, Grundwasserqualität und Naturschutz. Eine Umwandlung von Grün- in Ackerland entspricht folglich einem Kostenaufwand (TEEB DE 2016).

Deutschlandweit nimmt die Anzahl landwirtschaftlicher Flächen – insbesondere als Grünland bewirtschaftete Flächen – aufgrund wachsender Siedlungs- und Verkehrsfläche ab. Die Intensivierung der ackerbaulich genutzten Flächen nimmt aufgrund agrarpolitischer und ökonomischer Rahmenbedingungen gleichzeitig zu (TEEB DE 2016). Eine zuvor überwiegend extensiv ausgerichtete Nutzung verschwindet seit den 1950er Jahren zu Gunsten intensiv ausgerichteter Anbaumethoden (SCHUMACHER 2012). Grün- und Ackerland stehen in quantitativer und qualitativer Hinsicht unter Druck. Aufgrund dieses Sachverhalts und aufgrund der unterschiedlichen Potenziale werden in der vorliegenden Studie ausgewählte Ökosystemleistungen am Beispiel der Landnutzungen Acker- und Grünland auf Grundlage einer standortunabhängigen Bewertung analysiert. Ferner wird zwischen intensiver und extensiver Bewirtschaftung unterschieden.

Dementsprechend wird darauf verzichtet, das gesamt-bayerische Naturkapital samt seiner Biodiversität und Ökosystemleistungen zu bewerten. Dieses Vorhaben würde bei korrekter Implementierung einen großen methodischen und zeitlichen Aufwand bedeuten. Viele Ursache-Wirkungszusammenhänge von Ökosystemleistungen sind zudem nicht bekannt (TEEB 2013), müssten aber dennoch bei einer umfassenden Untersuchung berücksichtigt werden.

Als methodischer Handlungsrahmen wird das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm verwendet. Das Programm gilt als wichtiges Instrument im Rahmen der Agrarumweltmaßnahmen und beabsichtigt die Verbesserung der Biodiversität und anderer Ökosystemleistungen auf landwirtschaftlichen Flächen (GÜTHLER/WALTZ 2018). Neben Wald- und Teichbiotopen stehen insbesondere die Biotoptypen Acker, Wiese und Weide im Fokus der Maßnahmen (StMUV 2015). Aufgrund des eindeutigen Landnutzungsbezugs und der detaillierten Bestanderfassung der Vertragsflächen in Bayern wird das Datenmaterial des Vertragsnaturschutzprogramms für standörtliche Analysen herangezogen.

## 4.1 Das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm als methodischer Handlungsrahmen

### 4.1.1 Zahlungen für Ökosystemleistungen

Nach WUNDER (2015) werden Zahlungen für Ökosystemleistungen als freiwillige Transaktionen zwischen einem Nutzer und einem Bereitsteller einer Leistung definiert. Diese Transaktionen begründen sich auf vereinbarte Regeln zum Management von natürlichen Ressourcen, um externe Leistungen zu erzeugen. Mit den Zahlungen für Ökosystemleistungen sollen ökonomische Anreize geschaffen werden, die Biodiversität zu schützen sowie Ökosystemleistungen bereitzustellen. Die Zahlungen sollen vor allem Management- und Opportunitätskosten ausgleichen. Für dieses Konzept gibt es zahlreiche Anwendungsbereiche. In der EU werden beispielsweise Agrarumweltmaßnahmen als maßnahmenbezogenes Förderinstrument angeboten. Dabei erhalten Landwirte Honorare, welche die Opportunitätskosten für die Durchführung von bestimmten naturschonenden Maßnahmen kompensieren sollen (RING/MEWES 2013). Ein Beispiel für eine Agrarumweltmaßnahme ist das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm (BLE/DVS o. J.).

### 4.1.2 Kennzeichen des bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms

Viele land- und forstwirtschaftliche Landnutzungen wie Wiesen, Äcker und Wälder entstanden über lange Zeiträume hinweg und prägen nun das naturräumliche Erscheinungsbild Bayerns. Gleichwohl haben sich die Nutzungen in ihrer Umgebung adaptiert und sind auf die Konsistenz der gewachsenen Ökosysteme angewiesen. Die zunehmende Intensivierung in der Landwirtschaft bedroht jedoch eine Vielzahl an Arten (STMUV 2015). Eine naturschonende Bewirtschaftungsweise bei gleichzeitigen Ertragseinbußen lohnt sich für Landwirte immer seltener. Diesem Umstand begegnen Förderprogramme, indem sie den Mehraufwand einer naturschonenden und extensiven Bewirtschaftung honorieren (STMUV 2015)

Mithilfe des bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms soll das Schutzgebietsnetz Natura 2000 optimiert und die bayerische Biodiversitätsstrategie umgesetzt werden. Wertvolle Lebensräume, die aus naturschutzfachlicher Sicht auf eine extensive Bewirtschaftung angewiesen sind, werden durch das Vertragsnaturschutzprogramm gesichert. Für den zusätzlichen Aufwand sowie für entgangene Erträge werden Landwirten, die freiwillig die Flächen nach Naturschutzzielen bewirtschaften, mit einem Entgelt entschädigt (STMUV o. J.). Das Vertragsnaturschutzprogramm ist an eine naturschutzfachlich definierte Gebietskulisse gebunden. So werden Vertragsnaturschutzmaßnahmen insbesondere in Schutzgebieten – vor allem in Naturschutz- und Natura 2000-Gebieten – sowie auf Flächen mit geschützten bzw. gefährdeten Arten und Habitaten abgeschlossen (STMUV 2015).

2017 waren knapp 85.000 Hektar Teil des Vertragsnaturschutzprogramms. Hierfür wurden an etwa 18.000 Betriebe über 41 Millionen Euro gezahlt. Der Schwerpunkt der vereinbarten Vertragsnaturschutzmaßnahmen liegt dabei auf ökologisch wertvollem Grünland (STMUV o. J.).

Im Bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm für das Offenland werden Maßnahmen für die Biotoptypen Acker, Wiese, Weide und Teich angeboten (StMELF/STMUV 2017). Im Gegensatz zum Kulturlandschaftsprogramm (KULAP), welches vorrangig einen Beitrag zum

Gewässer-, Boden- und Klimaschutz leisten soll, hat das Vertragsnaturschutzprogramms seinen Fokus im Bereich Biodiversität (GÜTHLER et al. 2012).

Der Maßnahmenkatalog umfasst neben Grundleistungen, welche die Basis des Programms bilden, auch Zusatzleistungen. Grundleistungen geben den extensiven Bewirtschaftungsrahmen vor; dazu zählen extensive Acker- und Grünlandnutzungen (einschließlich Brachlegungen oder späterer Mahd auf Grünland) . Zusatzleistungen definieren die Art des Düngeverzichts oder berücksichtigen sonstige Erschwernisse im Zuge nachhaltiger Bewirtschaftung (GRAJEWSKI/SCHMIDT 2015, StMELF 2017). Das Konzept des bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms ist dementsprechend modular aufgebaut; Maßnahmen können je nach naturräumlichen und betrieblichen Voraussetzungen flexibel abgeschlossen werden (GÜTHLER et al. 2017).

Fast alle Vertragsnaturschutzmaßnahmen sind handlungsorientiert, d. h. es wird zunächst die extensive Bewirtschaftung unabhängig vom konkreten Einfluss auf den ökologischen Zustand der Fläche gefördert. Inzwischen wird eine ergebnisorientierte Maßnahme für das Grünland angeboten, die den Erhalt bestimmter Kennarten honoriert ohne die konkrete Bewirtschaftungsart vorzuschreiben (StMELF/STMUV 2017).

Die Vertragsnaturschutzmaßnahmen werden durch Erfolgskontrollen fachlich begleitet. Bei Untersuchungen in Bayern und Nordrhein-Westfalen konnte die Effizienz des Vertragsnaturschutzes im Vergleich zu herkömmlicher Bewirtschaftung ohne Agrarumweltmaßnahmen bestätigt werden (GÜTHLER et al. 2017, WERKING-RADKE/KÖNIG 2011). Demnach ist die Biodiversität auf den naturschutzfachlich bewirtschafteten Flächen signifikant höher als auf den Kontrollflächen. Sowohl für Pflanzenarten als auch für zahlreiche Wiesen-/Bodenbrüter und Insekten stellen Vertragsnaturschutzflächen wichtige Habitate dar (GÜTHLER et al. 2017). Neben höheren Artenzahlen und Biotopwerten (5,2 gegenüber 3,6) konstatieren WERKING-RADKE/KÖNIG (2011) außerdem geringere Stickstoffzahlen auf Vertragsflächen, was indirekt auf ein geringeres Nährstoffniveau hinweist. Die Wirksamkeit des Agrarkonzepts wird somit belegt.

Bei Landwirten wächst indes die Akzeptanz. Insbesondere auf Grenzertragsstandorten wird das Instrument des Vertragsnaturschutzes häufig in Anspruch genommen, wenn sich die konventionelle Bewirtschaftung aus ökonomischer Sicht nicht rentiert (GÜTHLER 2018). Dennoch wird der derzeitige Anteil von Vertragsflächen an der landwirtschaftlichen Gesamtfläche noch als zu gering angesehen (2,6 %), um den Artenrückgang zu verhindern. Ab 2019 werden deshalb zusätzliche Landesmittel in Höhe von 10 Mio. € jährlich für den Vertragsnaturschutz eingesetzt (GÜTHLER 2018). Eine in diesem Projekt vorgeschlagene Bewertung von Ökosystemleistungen bei Grün- und Ackerland greift demnach nicht nur auf den vorhandenen Datenbestand des Vertragsnaturschutzes zurück, sondern hat zudem das Potenzial, die Akzeptanz für eine extensive Bewirtschaftung zu fördern. Vor allem im Hinblick auf die bevorstehende GAP-Reform 2020 können mithilfe des Ökosystemleistungsansatzes Vorteile des extensiven Landbaus aufgezeigt und Argumente für die Naturrechtsprechung und die finanzielle Unterstützung durch die europäische Umweltpolitik generiert werden.



## 4.2 Vorgehen

Bei der Bewertung von landnutzungs-basierten Ökosystemleistungen sind mehrere Vorgehensweisen geeignet. Im Folgenden werden ein standortabhängiger sowie ein standortunabhängiger Bewertungsansatz vorgestellt.

Eine standortabhängige Quantifizierung der bereitgestellten Leistungen orientiert sich an den standörtlichen Gegebenheiten. Lokale Boden-, Klima-, Vegetations-, strukturelle, siedlungsgeographische und andere Parameter werden empirisch im Feld erhoben, Datenbanken entnommen oder mittels GIS-basierter Anwendungen erstellt und fließen in eine detaillierte, naturräumlich ausgerichtete Analyse ein. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt in dessen Genauigkeit; jegliches Merkmal des Untersuchungsgebiets wird auf diese Weise erfasst und in die quantitative Berechnung integriert. Angebot und Nachfrage von Leistungen werden somit räumlich sichtbar. Der Nachteil des Ansatzes ist der Aufwand, der mit der Datenbeschaffung und der Auswertung einhergeht. Wenngleich viele Daten online verfügbar sind, können andere Informationen nur durch aufwändige lokale Untersuchungen bzw. Erhebungen gewonnen werden.

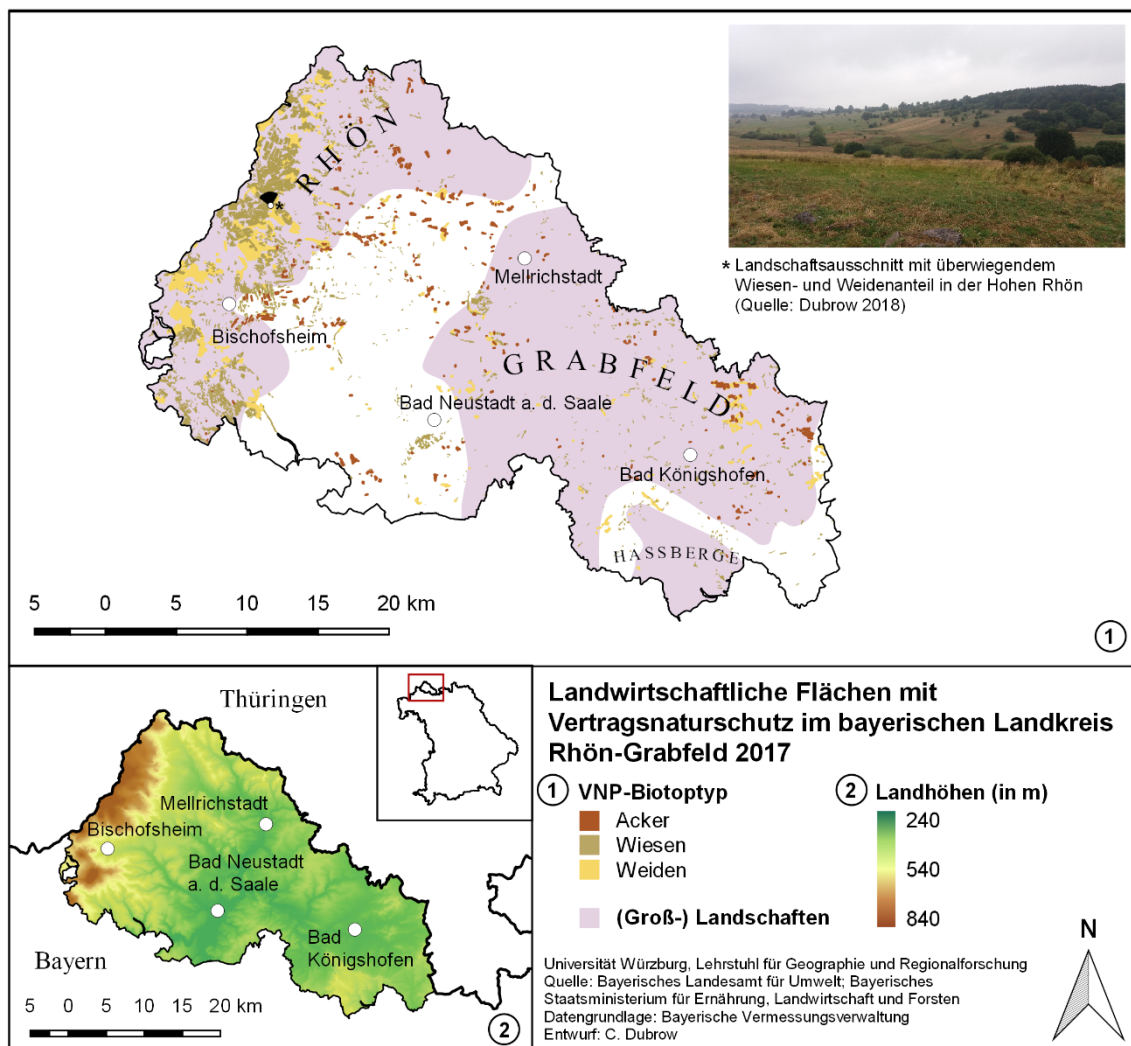


Abbildung 8: Flächen unter Vertragsnaturschutz im Landkreis Rhön-Grabfeld (eigene Darstellung)

Alternativ kann ein standortunabhängiger Ansatz zur Quantifizierung verwendet werden. Unter Standortunabhängigkeit kann die Projektion einer Landnutzung inklusive ihrer potenziellen Ökosystemleistungen auf eine festgelegte Flächengröße verstanden werden. Die Ökosystemleistungen werden dadurch von ihrer naturräumlichen Umgebung entkoppelt und sollen mit einer Allgemeingültigkeit auf die durchschnittliche Landnutzung übertragbar sein. Die Bewertung ist folglich nicht standort-, sondern landnutzungsbasiert. Dieser Ansatz ermöglicht eine relativ schnelle Quantifizierung mit reduziertem Datenbestand. Lediglich auf ein paar standortbedingte Parameter muss zurückgegriffen werden. Der übrige Informationsbedarf wird durch fachwissenschaftliche Publikationen gedeckt.

Als methodische Grundlage dieser Studie dient der standortungebundene Bewertungsansatz. Da er trotz seines relativ geringen Datenbedarfs nicht auf naturräumliche Parameter verzichten kann, werden Daten aus einem definierten Untersuchungsgebiet benötigt. Im Folgenden dient der unterfränkische Landkreis Rhön-Grabfeld als Untersuchungsraum und liefert die entsprechenden Informationen über Bodenstruktur, Niederschlagshöhe, etc. (vgl. Abb. 8). Als weitere Bedingung werden in der Hauptsache Daten verwendet, die mit den Vertragsnaturschutzflächen übereinstimmen.

Der Landkreis Rhön-Grabfeld gliedert sich landschaftlich grob in zwei Teile. Als prägende Landschaftskomponente befindet sich die Großlandschaft Rhön im Nordwesten des Gebiets. Relief und Vegetation entsprechen den Merkmalen eines Mittelgebirges. Auffallend ist die Diversität an Offen- und Kleinstrukturanteilen (MERLIN 2016). Das Grabfeld und die Hassberge kennzeichnen den Naturraum der Mitte und des Südwestens. Entsprechend dieser naturräumlichen Gliederung befinden sich die meisten Vertragsflächen im Bereich der Langen und Hohen Rhön, wo intensive und ertragreiche Bewirtschaftungsweisen nicht möglich oder mit einem hohen Kostenaufwand verbunden sind. Zum Bestandjahr 2017 befanden sich in Rhön-Grabfeld ca. 5.800 Flächen mit einer Gesamtfläche von etwa 6.000 ha unter Vertragsnaturschutz – dominiert vom Biotoptyp Wiese (LFU 2017b).

Werden alle aufgezählten Variablen bzgl. Methodik, Untersuchungsraum und Anwendungsobjekt berücksichtigt, liegen der Bewertung folgende Rahmenbedingungen zugrunde:

1. **Bewertungsmodell nach TEEB:** Nachdem 2007 die internationale Forschungs-Initiative „*The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*“ durch die führenden Industrienationen (G8) veranlasst worden war (ESER 2016), entwickelten die Autoren der TEEB-Studie einen universellen Ansatz zur ökonomischen Bewertung der Natur. Demnach sind drei Schritte notwendig, um Ökosysteme und deren Leistungen systematisch analysieren zu können (TEEB DE 2012). Auf die Erstellung eines Inventars an Ökosystemleistungen (1) folgt die Erfassung der Naturleistungen mithilfe von Indikatoren (2). Die Größe des Inventars und die Wahl der Indikatoren werden vom ökosystemaren Kontext bedingt und werden je nach Intention des Durchführenden und je nach Qualität der Datengrundlage bestimmt. Im Anschluss an die Quantifizierung werden die erfassten Leistungen monetär bewertet (3); auch dabei hängt die Auswahl einer geeigneten Bewertungsmethode von den Leistungsmerkmalen ab (TEEB DE 2012). Dieses auf drei Stufen basierende Konzept wird im Folgenden angewandt.
2. **Landnutzungsbasierte Analyse der Ökosystemleistungen:** Anstelle eines oder mehrerer räumlich abgrenzbarer Ökosysteme werden in dieser Studie die beiden

Landnutzungen Grünland und Ackerland untersucht. Auf einen Standortbezug der Landnutzungen wird verzichtet. Stattdessen werden die Ergebnisse auf eine Fläche von einem Hektar projiziert. Falls naturräumliche Informationen zur Quantifizierung erforderlich sind, werden diese auf Basis im Untersuchungsgebiet erhobener Daten ermittelt. Da es einer Bezugsgröße der Untersuchungsobjekte bedarf, wird bei der Berechnung eine Landnutzungsbeanspruchung von einem Hektar angenommen.

3. **Differenzierung zwischen intensiver und extensiver Nutzung:** In Anbetracht des Intensivierungsprozesses in der Landwirtschaft und des fortschreitenden Verlusts an extensiven Nutzungen seit den 1970er Jahren (PFIFFNER 2012) lohnt es sich, einen Blick auf die Leistungspotenziale von intensiver und extensiver Bewirtschaftung zu werfen und die Differenz beider Nutzungsintensitäten zu untersuchen. PFIFFNER (2012) argumentiert, dass artenreiche Kulturlandlandschaften insbesondere durch extensive landwirtschaftliche Nutzung bewahrt werden können; Bio- bzw. Ökolandbau als Bewirtschaftungsformen fördern demzufolge nachweislich den Erhalt von Flora und Fauna. Diesen Aspekt berücksichtigend werden im Folgenden die Landnutzungen zusätzlich hinsichtlich der Art des Landbaus bewertet. Eigenschaften und Maßnahmen des konventionellen Landbaus entsprechen einer überwiegend intensiven Bewirtschaftung, Bewirtschaftungsweisen des ökologischen Landbaus werden als extensive Nutzung definiert.
4. **Untersuchungsgebiet Rhön-Grabfeld:** Wie bereits erwähnt ist eine standort-unabhängige Bewertung nicht uneingeschränkt möglich. Sämtliche Quantifizierungsmethoden, die standörtliche Kenntnisse über die biophysikalischen und physisch-geographischen Strukturen voraussetzen, werden deshalb durch standortbezogene Daten – basierend auf dem Landkreis Rhön-Grabfeld – ergänzt.

### 4.3 Quantitative und monetäre Erfassung von Umweltleistungen

Hinter der oben genannten Herangehensweise steht die Annahme, dass Ökosystemleistungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen bewertet werden. Der Begriff der Ökosystemleistung ist in diesem Zusammenhang allerdings nicht präzise. Die Landwirtschaft liefert keine Ökosystemleistungen, sondern Umweltleistungen. Umweltleistungen können demnach als Ökosystemleistungen der Landwirtschaft bezeichnet werden (BASTIAN et al. 2013). Umweltleistungen sind das Ergebnis ökosystemarer Prozesse und anthropogener Leistungen (MATZDORF et al. 2010). MATZDORF/REUTTER (2014) bezeichnen landwirtschaftliche Nutzungen deshalb als Kulturlandschaftsbestandteile. Anzumerken ist, dass nicht allein die menschliche Tätigkeit als Bedingung ausreicht; bereits der Verzicht einer zugelassenen Leistung bedingt eine Umweltleistung. Demnach kann auch extensive Bewirtschaftung und daraus entstehender Nutzen als Umweltleistung bezeichnet werden (BASTIAN et al. 2013). Angesichts aktueller Klassifikationsschemata stellen Umweltleistungen weder direkt nutzbare (finale) noch indirekte (intermediäre) Ökosystemleistungen dar. Vielmehr resultieren sie aus Ökosystemleistungen, die unter landwirtschaftlichem Beitrag marktfähige Leistungen und Güter bereitstellen (BASTIAN et al. 2013). Nach STAUB et al. (2011) handelt es sich bei dieser Art von Ökosystemleistungen um Inputfaktoren für die wirtschaftliche Produktion ohne selbstständiges Potenzial, einen Nutzen zu erbringen.

In dieser Studie werden Umweltleistungen erfasst und bewertet. Dabei gilt es, einige Aspekte zu berücksichtigen. Bezogen auf die Monetarisierung muss der menschliche Beitrag von der

Gesamtleistung subtrahiert werden. Dazu zählen eingesetztes Kapital (Landmaschinen, Grundbesitz, etc.), Arbeitskosten und sonstige landwirtschaftliche Leistungen, die in monetäre Zahlen gefasst werden können (BASTIAN et al. 2013). Da diese unternehmensbezogenen Beträge bei einer standortunabhängigen Bewertung nicht nachvollziehbar sind, wird bei der späteren Monetarisierung in terminologischer Hinsicht von Umweltleistungen (inklusive des anthropogenen Beitrags) gesprochen.

Die Quantifizierung orientiert sich am Inventar an Umweltleistungen, die von den Landnutzungen geliefert werden. Nach der Festlegung des Inventars müssen geeignete Indikatoren identifiziert werden, die bestmöglich die finale Umweltleistung beschreiben. Zudem ist darauf zu achten, dass sie Flussgrößen (Einheit pro Jahr) ausdrücken (GÖTZL et al. 2011). Auf einen räumlichen Bezug kann verzichtet werden.

Die darauffolgende quantitative Erfassung beruht auf zwei Ansätzen. Einerseits werden raumbezogene Umweltdaten unterschiedlicher Landes- und Bundesbehörden verwendet. Andererseits erfolgt eine literaturbasierte Analyse.

Raumbezogene Umweltdaten sind insbesondere für die Quantifizierung standortabhängiger Leistungen geeignet. Beispielsweise werden Daten zur Berechnung der potenziellen Bodenerosion durch Wasser (BGR 2014), der Sequestrierung von Kohlenstoff im Boden (LFU 2017a), der täglichen Niederschlagshöhe (DWD 2018) und der Besucherstruktur und -ausgaben (JOB/KRAUS 2013) benötigt. Mithilfe der raumbezogenen Daten können standortgebundene Voraussetzungen der Umweltleistungen simuliert und auf die ein Hektar große Referenzfläche übertragen werden.

Eine literaturbasierte Analyse dient hingegen der standortunabhängigen Quantifizierung. Insofern allgemeingültige Parameter für ausreichend empfunden werden, können Informationen und Daten aus einschlägiger Literatur verwendet werden. Eine synoptische Begutachtung der Literatur und ein kritischer Vergleich der angegebenen Werte werden vorausgesetzt.

Nach abgeschlossener Inventarisierung und Quantifizierung werden die Umweltleistungen monetarisiert. Dabei stehen die in Kapitel 3 vorgestellten Bewertungsmethoden zur Verfügung. Die ökonomisierten Naturwerte werden in einem abschließenden Schritt in eine ökonomische Gesamtrechnung integriert.

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Inventar an Umweltleistungen

Umweltleistungen sind das Resultat wechselseitiger Beziehungen zwischen Ökosystemleistungen und der Landwirtschaft. Einerseits macht die Landwirtschaft Gebrauch von Naturleistungen, andererseits fungiert sie als Bereitsteller von Gütern und Leistungen. Umfang und Qualität der Bereitstellung sind je nach Landnutzungsart und Anbausystem bzw. -intensität unterschiedlich (GÖTZL et al. 2011). Im Folgenden wird ein Inventar an Ökosystemleistungen vorgestellt, welches im weiteren Verlauf konkret untersucht werden soll:

- **Produktion terrestrischer Biomasse** (Versorgungsleistung): Die primäre Leistung der Landwirtschaft ist die Nahrungs- und Futtermittelproduktion. Die Landwirtschaft vollbringt somit eine wirtschaftliche Leistung (GÖTZL et al. 2011). Beispielsweise wurde im Wirtschaftsjahr 2016/17 global betrachtet eine Gesamtgetreidemenge von ca. 2,14 Mrd. Tonnen erzeugt (BMEL 2018). Intensiv produzierte Biomasse für Ernährungs-, Tierzucht- oder materielle Zwecke ist oftmals allerdings gleichbedeutend mit einer Reduzierung von in der Regel regulierenden Leistungen (ALBERT et al. 2015).
- **Grundwasserschutz** (Regulierungsleistung): Die Qualität des Grund- und Trinkwassers wird insbesondere durch Stickstoffeinträge und dementsprechende Nitratkonzentrationen beeinflusst (ALBERT et al. 2015). Neben ökosystemaren Prozessen verursachen im Wesentlichen landwirtschaftlich bedingte Nährstoffeinträge in Form von Stickstoff und Phosphor erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser (UBA 2011).
- **Erosionsschutz** (Regulierungsleistung): Wasserbedingte Erosion findet vornehmlich auf unbedeckten Flächen statt. Eine umfassende vegetative Bodenbedeckung reduziert den Bodentransport. Vegetationsarme, ackerbaulich genutzte Flächen sind hingegen anfällig für erosive Prozesse (ALBERT et al. 2015).
- **Hochwasserschutz** (Regulierungsleistung): Die Art einer landwirtschaftlichen Nutzung wirkt sich insbesondere auf die Bodenstruktur und die Wasserhaltekapazität aus. Diese wiederum beeinflussen die Wasseraufnahme und den Abfluss (GÖTZL et al. 2015). Verglichen mit anderen Landnutzungen besitzt Grünland eine höhere organische Dichte und mehr Makroporen, was sich in einer besseren Wasserrückhaltefähigkeit widerspiegelt (BECKER et al. 2014). Die Bedeutung dieser Leistung offenbart sich bei Starkregenereignisse und Hochwassersituationen.
- **Klimaschutz** (Regulierungsleistung): Dank der Kohlenstoffspeicherfähigkeit der Ökosysteme werden Treibhausgasemissionen reduziert (GÖTZL et al. 2015). Das Speichervermögen variiert je nach Landnutzungen und -bewirtschaftung. Die landwirtschaftlich bedingte Emission von Klimagasen entsteht unter anderem durch Grünlandumbruch, Pflanzenbau, Tierhaltung und Düngung (ALBERT et al. 2015).
- **Erhalt der Biodiversität** (Regulierungsleistung): Intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung stellt ein Risiko für die biologische Vielfalt dar (ALBERT et al. 2015). Das Maß der Intensität reguliert demnach den Artenreichtum. Eine extensive, durch mechanischen und chemischen Verzicht gekennzeichnete Nutzung führt deshalb zur



Minderung von Artenverlusten (GÖTZL et al. 2011). Als besonders nützlich für den Erhalt der Biodiversität erweist sich aus naturschutzfachlicher Sicht hochwertige Landnutzung, welche über den High Nature Value Farmland (HNV-Farmland)-Indikator abgebildet werden kann (MATZDORF/REUTTER 2014).

- **Erholungsleistung** (kulturelle Leistung): Landwirtschaftliche Nutzflächen als Bestandteil der Landschaft besitzen einen ästhetischen Wert und erzeugen Wohlbefinden bei Einheimischen und Touristen (BEIERKUHNLEIN/JÖRG 2014). Vor allem tragen habitat- und artenreiche Landnutzungen zur Landschaftsästhetik bei (GÖTZL et al. 2011).

- 

## 5.2 Produktion terrestrischer Biomasse

### 5.2.1 Quantifizierung

Zur quantitativen Erfassung der Biomasseproduktion eignet sich ein ertragsbasierter Indikator, der hektarbezogene Rückschlüsse auf die Erntemenge eines Jahres ermöglicht. Mit der Methodik nach GLAWION steht ein solides Berechnungsverfahren zur Verfügung (SANDNER 1999a). Damit kann die potenzielle Menge an bereitgestellter Biomasse an jedem beliebigen Standort quantifiziert werden. Dieses Verfahren setzt jedoch Kenntnisse über diverse raumbezogene Parameter voraus, darunter zu Neigung, Skelettgehalt im Boden, nutzbare Feldkapazität u.v.m. Mindestens werden aber Kenntnisse über den jeweiligen Standorttyp benötigt, wovon mehr als 200 existieren (SANDNER 1999a). Aufgrund dieser Komplexität und der Standortabhängigkeit muss ein anderes quantitatives Vorgehen gewählt werden.

Alternativ schlagen ALBERT et al. (2015) die natürliche Fruchtbarkeit ackerbaulich genutzter Böden als Indikator vor. Grundlage dieser Methode bildet das *Müncheberg Soil Quality Rating*, bei dem eine ordinale Systematik zur Bewertung von Böden angewandt wird (BASTIAN et al. 2013a). Auch dieses Verfahren ist standortgebunden und verlangt ausreichende Datengrundlagen und Kenntnisse über das Untersuchungsgebiet.

Besser eignet sich das durchschnittliche biotische Ertragspotenzial bei landwirtschaftlicher Nutzung als Indikator (BASTIAN et al. 2013c). Dieser Indikator setzt keinen Standortbezug voraus und kann auf Basis bestehender Ertragswerte in der Literatur abgeleitet werden.

Aufgrund der Zielsetzung, möglichst zwischen intensiver und extensiver Nutzung zu differenzieren, können allerdings nicht die allgemeinen Durchschnittserträge der amtlichen Statistik benutzt werden. Deshalb wird zwischen den Systemen des konventionellen und des ökologischen Landbaus unterschieden. Auf die beiden Landbauformen projiziert ergeben sich die jeweiligen Durchschnittserträge für Acker- und Grünland. In der Konsequenz entsprechen auf konventionelle Weise erzeugte Mengen an Biomasse einer intensiven Bewirtschaftung und im ökologischen Landbau generierte Mengen einer extensiven Bewirtschaftung (BLE 2003). Die Durchschnittserträge im Ökolandbau werden anhand vorgeschlagener Ertragsniveaus ermittelt. Nach SEUFERT et al. (2012) liegt der gesamtlandwirtschaftliche Relativertrag im Ökolandbau bei 75 – 87 % des Ertrags im konventionellen Landbau.

Da die kulturartspezifischen Unterschiede bei Ackernutzung erheblich sind, kann Ackerland im Gegensatz zu Grünland nicht verallgemeinert werden (MAYER/MÄDER 2016). Deshalb

werden die Erträge unterschiedlicher Feldfrüchte verwendet. Dem zugrunde liegt eine Literaturanalyse. Ergebnis der synoptischen Analyse ist eine tabellarische Auflistung von Grünland und diversen Kulturpflanzen, denen die jeweiligen landbaubedingten Erträge zugeordnet sind (vgl. Tab. 1). Dabei fällt auf, dass keine der Landnutzungen bzw. Feldfrüchte bei einer ökologischen Bewirtschaftung im gleichen Umfang Erträge generieren wie beim konventionellen Pendant. Bei Mais und Zuckerrüben liegt das Ertragsniveau mit über 80 % nahe der konventionellen Ertragsleistung. Getreidearten wie Weizen und Gerste haben allerdings eine große Ertragsdifferenz und erreichen lediglich zwei Drittel des konventionell generierten Ertrags. In Absolutwerten ausgedrückt bedeutet das einen Ertrag von durchschnittlich  $49 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bei extensiv bewirtschaftetem Weizen gegenüber  $75 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bei intensiver (konventioneller) Landnutzung. Hohe Erträge in der Landwirtschaft werden folglich nicht nur durch die Güte der raumbezogenen Produktionsgrundlage bestimmt, sondern unter anderem durch die Intensität der Bewirtschaftung (MAYER/MÄDER 2016).

Diese Ertragsunterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau sind aber nicht unumstößlich. Was der Ansatz des Ertragsniveaus nicht berücksichtigt, ist die Variabilität des anthropogenen Beitrags. Selbst bei intensiver Nutzung ist das Maß der Düngung situationsabhängig. Es gibt beispielsweise keine Gesetzmäßigkeiten und Regeln, die einen Verzicht auf Düngung verbieten. Auf der anderen Seite können ökologisch agierende Betriebe zusätzliche mechanische Anstrengungen unternehmen, die Erträge zu erhöhen.

Was die Acker- und Grünlandnutzung betrifft, zeigen sich ebenfalls Unterschiede. Im Durchschnitt sind Ackerkulturen ertragreicher als Grünland. Bei Kulturpflanzen mit einem hohen Arbeits- und Kapitalaufwand (Mais, Zuckerrüben) ist der Ertrag sogar deutlich höher als bei Grünland.

Tabelle 1: Erträge landwirtschaftlich erzeugter Güter. Die Landnutzung Ackerland wurde weiter differenziert; folglich sind die Erträge ausgewählter Ackerkulturen aufgeführt. Die durchschnittlich, die minimalen und die maximalen literaturbasierten Werte sind dargestellt. Quellen: MAYER/MÄDER 2016, SEUFERT et al. 2012, OSTERBURG et al. 2013, MULEWF 2015, TROEGEL 2008, NOLEPPA 2017, BLE 2003, HEINZ et al. 2015, GOLLNER/STARZ 2015

Feldfrucht/ Landnutzung	Spanne	Erträge aus terrestrischer Biomasseproduktion		
		Ertrag bei konventioneller Bewirtschaftung	Ertragsniveau im ökologischen Landbau	Ertrag bei ökologischer Bewirtschaftung
		[dt/ha/a]	[%]	[dt/ha/a]
Weizen	Ø	75	65	49
	Minimum	67	65	44
	Maximum	81	65	53
Gerste	Ø	65	68	44
	Minimum	60	68	41
	Maximum	69	68	47
Silomais	Ø	117	84	98
	Minimum	111	84	93
	Maximum	123	84	103
Kartoffeln	Ø	389	75	292
	Minimum	358	75	269
	Maximum	440	75	330
Zuckerrüben	Ø	628	83	520
	Minimum	628	83	520
	Maximum	628	83	520
Grünland	Ø	72,5	60	43
	Minimum	72	60	42
	Maximum	73	60	44

## 5.2.2 Monetarisierung

Die monetäre Bewertung erfolgt unter Anwendung eines preisbasierten Ansatzes. Dieser gehört zu den direkten Marktbewertungsmethoden und verwendet Marktpreise zur Ermittlung des monetären Werts der Versorgungsleistung (BADURA et al. 2016, PASCUAU et al. 2012). Konkret wird der Warenwert des landwirtschaftlichen Produkts anhand von marktüblichen Erzeugerpreisen ermittelt, die sich aufgrund von Präferenzen und Marktmechanismen gebildet haben (PASCUAU et al. 2012, KOETSE et al. 2015).

Marktpreise unterliegen Schwankungen. Sie variieren monatlich, wöchentlich, täglich oder je nach Saison. Insbesondere weisen landwirtschaftliche Güter, deren Reife- und Erntezeit durch biophysikalische Prozesse vorgegeben wird, eine saisonale Schwankung auf (PRODUKTENBÖRSE WÜRZBURG 2017). Einen konstanten, repräsentativen Marktpreis gibt es daher nicht. Die Marktpreise werden deshalb vom Bezugsjahr 2017 abgeleitet. Für die folgenden Feldfrüchte stehen diesbezüglich Daten zur Verfügung: Weizen, Gerste, Silomais, Kartoffeln und Heu (vgl. Tab. 2) (PRODUKTENBÖRSE WÜRZBURG 2017, LANDESBETRIEB LANDWIRTSCHAFT HESSEN 2017, LWK RLP 2018). Nach der Verschneidung von Erträgen und Marktpreisen verbleibt der monetäre Wert der Versorgungsleistung. Drei Besonderheiten können konstatiert werden: (1) Die monetären Werte der Feldfrüchte unterscheiden sich sehr voneinander, (2) Heu als Vertreter der Grünlandnutzung weist einen geringeren monetären Wert auf als Feldfrüchte, (3) Landnutzungen unter konventioneller Bewirtschaftung generieren wie erwartet mehr Produktionsleistung als extensive geprägte Landnutzungen.

An dieser Stelle sei noch einmal auf die Wertschöpfung von Umweltleistungen hingewiesen. Der Markterlös berücksichtigt nicht nur die Grundleistung des Ökosystems, sondern auch den anthropogenen Beitrag. Wollte man lediglich den Nettowert der landwirtschaftlichen



Produktionsleistung, die Bodenrente, bewerten, müsste man die Komponenten Kapital und Arbeit vom Erlös subtrahieren.

Tabelle 2: Warenwert landwirtschaftlicher Güter und monetärer Wert der terrestrischen Biomasseproduktion. Bei der Bewertung wurden die Kulturen Weizen, Gerste, Silomais, Kartoffeln und Heu berücksichtigt. Quellen: PRODUKTENBÖRSE WÜRZBURG 2017, LANDESBETRIEB LANDWIRTSCHAFT HESSEN 2017, LWK RLP 2017

Feldfrucht/ Landnutzung	Quantitative Spannweite	Monetärer Wert terrestrischer Biomasseproduktion			
		Ertrag	Marktpreis	Flächenbezogener Marktpreis	
		[dt/ha/a]	[€/dt Biomasse]	[€/ha/a]	
Weizen (intensiv bew.)	Ø	75	15,2	1140	Δ 212,8
	Minimum	67	15,2	1018,4	
	Maximum	81	15,2	1231,2	
Weizen (extensiv bew.)	Ø	49	15,2	744,8	Δ 136,8
	Minimum	44	15,2	668,8	
	Maximum	53	15,2	805,6	
Gerste (intensiv bew.)	Ø	65	17,26	1121,9	Δ 155,3
	Minimum	60	17,26	1035,6	
	Maximum	69	17,26	1190,9	
Gerste (extensiv bew.)	Ø	44	17,26	759,4	Δ 103,5
	Minimum	41	17,26	707,7	
	Maximum	47	17,26	811,2	
Silomais (intensiv bew.)	Ø	117	17,5	2047,5	Δ 210
	Minimum	111	17,5	1942,5	
	Maximum	123	17,5	2152,5	
Silomais (extensiv bew.)	Ø	98	17,5	1715	Δ 175
	Minimum	93	17,5	1627,5	
	Maximum	103	17,5	1802,5	
Kartoffeln (intensiv bew.)	Ø	389	20,2	7857,8	Δ 1656,4
	Minimum	358	20,2	7231,6	
	Maximum	440	20,2	8888	
Kartoffeln (extensiv bew.)	Ø	292	20,2	5898,4	Δ 1232,2
	Minimum	269	20,2	5433,8	
	Maximum	330	20,2	6666	
Heu (intensiv bew.)	Ø	72,5	11,17	809,8	Δ 11,2
	Minimum	72	11,17	804,2	
	Maximum	73	11,17	815,4	
Heu (extensiv bew.)	Ø	43	11,17	480,3	Δ 22,4
	Minimum	42	11,17	469,1	
	Maximum	44	11,17	491,5	

## 5.3 Grundwasserschutz

### 5.3.1 Quantifizierung

Als wichtiger Bestandteil der Natur fördert reaktiver Stickstoff die Produktion von Biomasse. Durch Mineralisierung (biologische Zersetzung, bakterielle Aktivität) reichert sich dieser als anorganischer und pflanzenverfügbarer Stickstoff im Boden an, wo er schließlich von Pflanzen zur Eiweiß- und DNS-Herstellung entzogen wird (BAD 2006, UBA 2011). Dementsprechend nützlich ist ein ausgewogenes Stickstoffniveau im Boden für das pflanzliche Wachstum. Aufgrund der Intensivierung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung wird jedoch mehr Stickstoff – und andere Nährstoffe wie Phosphor – freigesetzt bzw. eingebracht, als Pflanzen aufnehmen und somit durch die Ernte reguliert werden kann. Der überschüssige Stickstoff verbleibt im Boden oder gelangt im Fall einer Stickstoffsättigung des Ökosystems als Nitrat mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten. Weitere Auswaschung transportiert das Nitrat bis ins Grundwasser, wo es für Menschen verfügbar ein gesundheitsschädliches Risiko darstellt (UBA 2011). Nach deutscher Grundwasserverordnung gilt eine Nitratkonzentration von mehr als 50 mg l<sup>-1</sup> im Grundwasser als belastend und qualitätsmindernd (BMU 2013).

Aufgrund dieses Schadenspotenzials erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser (ALBERT et al. 2015) fungiert die Stickstofffracht (N-Fracht) durch Auswaschung als Indikator

für die Umweltleistung Grundwasserschutz. Die Auswaschung wird von verschiedenen Faktoren bedingt. Natürliche Bodenparameter (Bodenart, Nitrifizierung, Wasserhaltevermögen) regulieren die N-Fracht ebenso wie das Anbausystem (Pflanzenbestand mit Auswirkung auf Evaporation, Wasserdynamik und Sickerate), die Bodennutzung und die Düngung (STMELF/STMLU 1999, GRÉT-REGAMEY et al. 2013, SCHMIDT et al. 2001). Letztgenannter Faktor beschreibt die nutzungsbedingten Einträge durch die Landwirtschaft.

Eine exakte Quantifizierung wäre demnach nur unter Berücksichtigung aller aufgezählten Parameter möglich. Die Erfassung dieser Parameter erfordert eine raumbezogene Analyse. Der damit verbundene rechnerische und zeitliche Aufwand wird in dieser Studie durch eine Reduzierung der Faktoren vermieden. Die Stickstoffauswaschung wird deshalb hinsichtlich der landnutzung- und zufuhrbedingten Dynamik untersucht. Die N-Zufuhr variiert je nach Landnutzung und Anbausystem; dementsprechend variieren N-Fracht und Nitratkonzentration im Grundwasser. Die Umweltleistung Grundwasserschutz wird in diesem Fall als Ausgleich einer überwiegend anthropogen induzierten Grundwasserbelastung mit Stickstoff definiert und über Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten berechnet.

In der Literatur werden unterschiedliche Werte für die zufuhrbedingte N-Fracht aufgeführt. KOLBE (2004) beschreibt das Verhältnis von Zufuhr und Fracht unter Verwendung durchschnittlicher Düngemengen bei verschiedenen Landbauformen und Landnutzungen; diesen Düngemengen ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) wird die jeweilige N-Fracht ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) zugeordnet. Unterschieden wird dabei zwischen konventionell-intensiver ( $\emptyset 220 \text{ kg N-Zufuhr ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und ökologischer Bewirtschaftung ( $\emptyset 130 \text{ kg N-Zufuhr ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) (KOLBE 2004, KOLBE 2002).

Die zufuhrbedingte Sickerfracht von Stickstoff wird in Tabelle 3 dargestellt. Zusätzlich beschreiben die abgeleiteten Funktionen ausführlich die Beziehung zwischen eingetragenen und ausgewaschenem Stickstoff.

Die Düngeeinträge auf Acker- und Grünland sind innerhalb der Anbausysteme jeweils ähnlich. Die N-Auswaschung unter Ackerland ist jedoch höher als unter Grünland. Bei konventioneller Bewirtschaftung ( $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) wird fast dreimal so viel Stickstoff im Sickerwasser transportiert als unter Grünland ( $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Das kann mit der geringen vegetativen Bedeckungsdauer bei einer Ackernutzung und der geringeren Nutzung durch Pflanzen zusammenhängen (UBA 2011). Was intensiven und extensiven Landbau betrifft, können bei Ökolandbau geringere N-Fracht-Werte festgestellt werden.

Tabelle 3: Nutzungs- und zufuhrbedingte Stickstoffauswaschung unter Acker- und Grünland. Differenzierung nach konventionell-intensiver und ökologischer-extensiver Bewirtschaftung. Quellen: KOLBE 2004, KOLBE 2002

Anbausystem	Spanne	Zufuhrbedingte N-Auswaschung			
		Ackerland		Grünland	
		Ø Zufuhr [kg N/ha/a]	Ø Auswaschung [kg N/ha/a]	Ø Zufuhr [kg N/ha/a]	Ø Auswaschung [kg N/ha/a]
Konventionell-intensive Bewirtschaftung	Ø	220	60	220	23
	Minimum	170	36	150	16
	Maximum	270	90	300	33
Ökologische (extensive) Bewirtschaftung	Ø	130	23	130	14
	Minimum	100	15	100	12
	Maximum	170	36	150	16
Funktion (Beziehung zwischen N-Zufuhr und N-Auswaschung)		$f(x)=0,0014x^2-0,077x+9$		$f(x)=0,00012x^2+0,0604x+4,384$	
Funktionsgraph					

### 5.3.2 Monetarisierung

Zur ökonomischen Bewertung der Leistung stehen zwei Bewertungsansätze zur Verfügung. Die erste Methode stellt der Vermeidungskostenansatz dar, wonach an anderer Stelle auf den Eintrag von Stickstoff verzichtet wird und ersatzweise andere Maßnahmen durchgeführt werden (REUTTER/MATZDORF 2013, MATZDORF et al. 2010). Dieser Ansatz beruht auf einem Ausgleichsprinzip: Wird auf einer Fläche X Stickstoff zugeführt und Auswaschung provoziert, resultiert ein Zufuhrverzicht auf Fläche Y. Alternativ werden auf Fläche Y andere Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Frachtminderung vollzogen. Diese Maßnahmen beinhalten eine spezifische Kostenwirksamkeit (KW), die sich aus dem N-Minderungsfaktor und den Kosten je Maßnahme zusammensetzt (OSTERBURG et al. 2007, REUTTER/MATZDORF 2013). Bezogen auf die Landnutzungen Acker- und Grünland eignen sich beispielsweise der Zwischenfruchtanbau mit spätem Umbruch (KW 0,8-4,8) oder die umbruchlose Grünlanderneuerung (KW 0,3-1,3) als effektive Maßnahmen.

Der Vermeidungskostenansatz verlangt die Kompensation eines N-Eintrags an anderer Stelle. Damit setzt die Methode die Verfügbarkeit weiterer Flächen für die notwendigen Maßnahmen voraus. Außerdem wird die Tatsache vernachlässigt, dass durch eine extensive Maßnahme auf anderen Flächen Minderungen der Produktionsleistung entstehen.

Deshalb wird ein Wiederherstellungskostenansatz bevorzugt. Nach GRÊT-REGAMEY et al. (2013) können die Kosten erfasst werden, die zur Eliminierung von Stickstoff aufgewendet werden müssen. Bei der Monetarisierung berücksichtigen die Autoren diejenigen Kosten, die bei der Umkehrosiose entstehen und für die Trinkwasseraufbereitung nötig sind. Aufgrund des hohen Aufwands für die fast gänzliche Nährstoffbeseitigung ist das Verfahren der Umkehrosiose sehr kostenintensiv. Demnach ergeben sich für Stickstoff durchschnittliche Eliminationskosten von 63 € kg<sup>-1</sup> N. In Klärwerken sind die Eliminationskosten aufgrund der

erhöhten Stickstoffkonzentration im Abwasser mit ca. 3 € kg<sup>-1</sup> N deutlich geringer (GRÊT-REGAMEY et al. 2013).

Bei der Berechnung werden Eliminationskosten von 63 € kg<sup>-1</sup> N angenommen (vgl. Tab. 4). Die Kosten für die Elimination von N-Fracht bei intensiver Ackernutzung sind am größten. In absteigender Reihenfolge folgen die extensive Ackernutzung, die intensive und die extensive Grünlandnutzung. Die Kosten drücken nicht das Potenzial des Ökosystems aus, sondern vielmehr den Schaden, welcher dem Ökosystem durch übermäßigen Stickstoffeintrag zugeführt wird. Die Qualität der Umwelleistung Grundwasserschutz kann folglich dadurch definiert werden, ob hohe oder geringe Kosten zur Wasseraufbereitung notwendig sind.

Tabelle 4: Wiederherstellungskosten für Stickstoff im Grundwasser. Grundlage bilden die Kosten für Umkehrosmose zur Trinkwasseraufbereitung. Quelle: GRÊT-REGAMEY et al. 2013

Landnutzung	Quantitative Spannweite	Grundwasserschutz			
		N-Fracht	Wiederherstellungskosten für N-Elimination im Grundwasser	Flächenbezogene Wiederherstellungskosten	
		[kg N/ha/a]	[€/kg N]	[€/ha/a]	
Intensiv bew. Ackerland	Ø	60	63	3780	Δ 3402
	Minimum	36	63	2268	
	Maximum	90	63	5670	
Extensiv bew. Ackerland	Ø	23	63	1449	Δ 1323
	Minimum	15	63	945	
	Maximum	36	63	2268	
Intensiv bew. Grünland	Ø	23	63	1449	Δ 1071
	Minimum	16	63	1008	
	Maximum	33	63	2079	
Extensiv bew. Grünland	Ø	14	63	882	Δ 252
	Minimum	12	63	756	
	Maximum	16	63	1008	

## 5.4 Erosionsschutz

### 5.4.1 Quantifizierung

Die Umwelleistung Erosionsschutz kann anhand der nutzungsbedingten Bodenerosion durch Wasser indiziert werden. Der Indikator berücksichtigt zwei wesentliche Parameter, welche die Bodenerosion bedingen: Den naturbedingten Bodenabtrag eines Standorts (t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und die Landnutzung. Der naturbedingte Bodenabtrag wiederum unterscheidet eine Relief- und eine Bodenabhängigkeit (SANDNER 1999b, BASTIAN et al. 2013a).

Die Erosionsgefahr kann mithilfe der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) ermittelt werden (SCHWERTMANN et al. 1990, LFL 2017, LFULG 2016). Die Formel berücksichtigt die in Deutschland üblichen Standortverhältnisse:

$$A = K \times R \times S \times L \times C \times P$$

- A: Mittlerer jährlicher Abtrag
- K: Erodierbarkeit des Bodens
- R: Erosivität durch Niederschlag
- S: Hangneigung
- L: Hanglänge
- C: Bewirtschaftung, Bodenbedeckung
- P: Querbewirtschaftung, Bodenschutz

Aufgrund des konkreten Raumbezugs des Indikators müssen raumbezogene Parameter des Untersuchungsgebiets integriert werden. Insbesondere zur Berechnung des naturbedingten Erosionspotenzials werden Kenntnisse bzw. Daten zu den naturräumlichen Bedingungen im Gebiet benötigt (SANDNER 1999b). Der Landnutzungsfaktor C hingegen ist im Allgemeinen standortunabhängig.

Zur Berechnung der potenziellen, natürlichen Erosion werden zunächst die K-, R-, und S-Faktoren auf die Vertragsnaturschutzflächen im Landkreis Rhön-Grabfeld projiziert (vgl. Abb. 9). Durch Multiplikation der Faktoren wird anschließend das standortbedingte Erosionspotenzial berechnet. Dieses gilt bei der Annahme einer Schwarzbrache als vorherrschende Landnutzung (AUERSWALD/SCHMIDT 1989, SIEBRECHT et al. 2009). AUERSWALD/SCHMIDT (1989) bezeichnen diese Art des potenziellen Abtrags als „quasinatürliche Erosionsdisposition“. Das Resultat der Verschneidung zeigt die jeweiligen Flächen samt ihrer boden- und reliefbedingten Erosionsgefährdung.

Tabelle 5: Nutzungsbedingte Bodenerosion durch Wasser. Quellen: AUERSWALD/SCHMIDT 1989, HNLUG O. J., MEYER 1996 und PANAGOS et al. 2015

Feldfrucht	Spanne	Bodenerosion durch Wasser		
		C-Faktor	Natürliche Bodenerosion durch Wasser	Nutzungsbedingte Bodenerosion durch Wasser
[t/ha/a]				
Weizen	Ø	0,145	15,3	2,2185
	Minimum		6,49	0,94105
	Maximum		32,68	4,7386
Gerste	Ø	0,043	15,3	0,6579
	Minimum		6,49	0,2791
	Maximum		32,68	1,4052
Silomais	Ø	0,364	15,3	5,5692
	Minimum		6,49	2,3624
	Maximum		32,68	11,8955
Kartoffeln	Ø	0,315	15,3	4,8195
	Minimum		6,49	2,0444
	Maximum		32,68	10,2942
Zuckerrüben	Ø	0,306	15,3	4,6818
	Minimum		6,49	1,9859
	Maximum		32,68	10,0001
Raps	Ø	0,08	15,3	1,2240
	Minimum		6,49	0,5192
	Maximum		32,68	2,6144
Ackerland	Ø	0,122	15,3	1,8666
	Minimum		6,49	0,7918
	Maximum		32,68	3,9870
Grünland	Ø	0,017	15,3	0,2601
	Minimum		6,49	0,1103
	Maximum		32,68	0,5556

Zur Ermittlung des nutzungsbedingten Bodenabtrags wird schließlich der landkreisbezogene Durchschnitt des natürlichen Erosionspotenzials mit dem Landnutzungsfaktor C multipliziert (vgl. Tab 5). Dieser kulturspezifische Faktor wird maßgeblich durch die Art der Bodenbedeckung bestimmt. Obwohl auch die Bewirtschaftungsart den Faktor beeinflusst, kann auf Grundlage einer Literaturanalyse keine Unterscheidung zwischen intensiver und extensiver Landnutzung nachvollzogen werden (HNLUG o.J., AUERSWALD/SCHMIDT 1989). Die aus der Literatur zusammengetragenen und favorisierten bzw. gemittelten C-Faktoren für verschiedene Feldfrüchte (AUERSWALD/SCHMIDT 1989, AUERSWALD/KAINZ 1998, HNLUG O. J., MEYER 1996, PANAGOS et al. 2015) sind in Tabelle 5 aufgeführt. Unter Grünland beträgt die kulturspezifische Bodenerosion lediglich  $0,26 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Ackernutzung bedingt durchschnittlich immerhin  $1,86 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

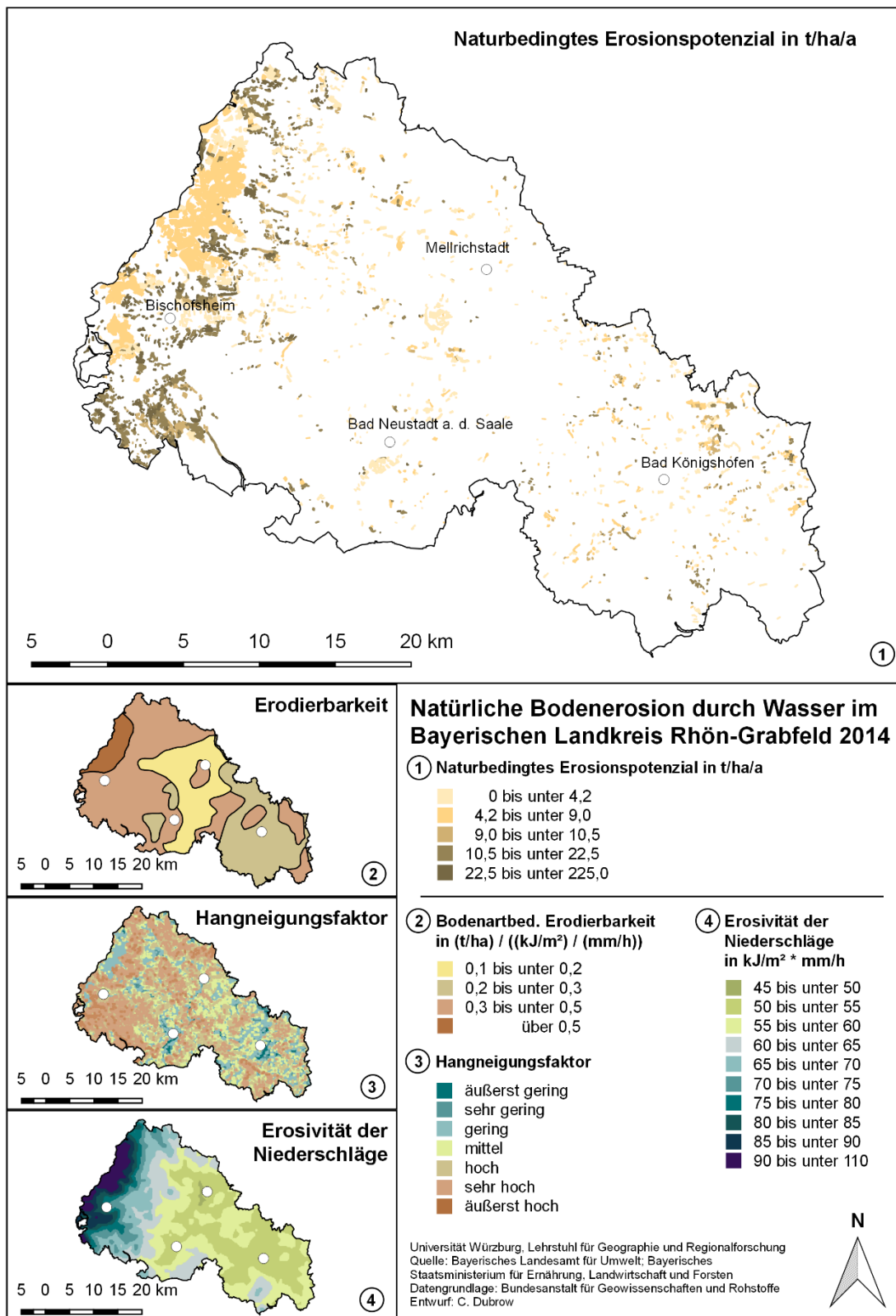


Abbildung 9: Naturbedingte Bodenerosion durch Wasser auf den Vertragsnaturschutzflächen im Landkreis Rhön-Grabfeld. Einbezug der Faktoren Erodierbarkeit, Hangneigung und Erosivität der Niederschläge. Quelle: BGR 2014 (eigene Darstellung).



## 5.4.2 Monetarisierung

Das quantitativ erfasste Erosionspotenzial je Hektar Landnutzung kann ebenso wie die zufuhrbedingte N-Fracht mithilfe eines Wiederherstellungskostenansatzes monetär berechnet werden. Die Taxonomie der kostenbasierten Marktbewertungsmethoden ist nicht immer eindeutig. Häufig können mehrere Begriffe synonym für einen Ansatz verwendet werden (SCHÄFER 2012, PASCUAK et al. 2012). Wiederherstellungskosten können demzufolge mit Schadenskosten gleichgesetzt werden, die durch erosionsbedingte Schäden und deren Reparatur bzw. Beseitigung entstehen (GRÜNWALD/WENDE 2013).

In der Literatur wird ein dualer Reparaturkostenansatz vorgeschlagen. Laut BASTIAN et al. (2013a) entspricht die Summe aus On- und Off-Site-Schäden den Schadenskosten durch Erosion. On-Site-Kosten entstehen bei der Instandsetzung am Abtragungsort. In die Kalkulation fließen die Kosten für den Rücktransport, die Bewässerung und den Nährstoffbedarf des Bodens ein. Off-Site-Kosten bezeichnen den monetären Aufwand für die Wiederherstellung am Ablagerungsort. Diese beinhalten die Beseitigung von erosionsbedingten Schäden an Verkehrswegen und Infrastruktur sowie deren Reinigung (BASTIAN et al. 2013a, PIMENTEL et al. 1995).

Tabelle 6: Wiederherstellungskosten für wasserbedingte Bodenerosion. Der Ansatz berücksichtigt die Kosten für Bodenrücktransport, Bewässerung, Nährstoffzufuhr und die Reparatur beschädigter Infrastruktur. Quelle: BASTIAN et al. 2013a, GRÜNWALD/WENDE 2013.

Feldfrucht	Quantitative Spannweite	Erosionsschutz						
		Bodenerosion durch Wasser	Wiederherstellungskosten für Rücktransport erodierten Bodens		Flächenbezogene Wiederherstellungskosten			
			On-Side	Off-Side	On-Side	Off-Side	gesamt	
			[t/ha/a]	[€/t Boden]		[€/ha/a]		
Winterweizen	Ø	2,2185	59	16	130,9	35,5	166,4	Δ 284,8
	Minimum	0,94105	59	16	55,5	15,1	70,6	
	Maximum	4,7386	59	16	279,6	75,8	355,4	
Gerste	Ø	0,6579	59	16	38,8	10,5	49,3	Δ 84,5
	Minimum	0,2791	59	16	16,5	4,5	20,9	
	Maximum	1,4052	59	16	82,9	22,5	105,4	
Silomais	Ø	5,5692	59	16	328,6	89,1	417,7	Δ 715
	Minimum	2,3624	59	16	139,4	37,8	177,2	
	Maximum	11,8955	59	16	701,8	190,3	892,2	
Kartoffeln	Ø	4,8195	59	16	284,4	77,1	361,5	Δ 618,8
	Minimum	2,0444	59	16	120,6	32,7	153,3	
	Maximum	10,2942	59	16	607,4	164,7	772,1	
Zuckerrüben	Ø	4,6818	59	16	276,2	74,9	351,1	Δ 601,1
	Minimum	1,9859	59	16	117,2	31,8	148,9	
	Maximum	10,0001	59	16	590,0	160,0	750,0	
Raps	Ø	1,224	59	16	72,2	19,6	91,8	Δ 157,2
	Minimum	0,5192	59	16	30,6	8,3	38,9	
	Maximum	2,6144	59	16	154,2	41,8	196,1	
Ackerland	Ø	1,8666	59	16	110,1	29,9	140,0	Δ 239,6
	Minimum	0,7918	59	16	46,7	12,7	59,4	
	Maximum	3,987	59	16	235,2	63,8	299,0	
Grünland	Ø	0,2601	59	16	15,3	4,2	19,5	Δ 33,4
	Minimum	0,1103	59	16	6,5	1,8	8,3	
	Maximum	0,5556	59	16	32,8	8,9	41,7	

Diesbezüglich fallen On-Site-Kosten in Höhe von 59 € und Off-Site-Kosten in Höhe von 16 € je Tonne erodierten Bodens an (BASTIAN et al. 2013a). Übertragen auf die semi-raumbezogenen Erosionspotenziale der Landnutzungen Acker- und Grünland ergeben sich Umweltleistungen mit unterschiedlichem Nutzen bzw. gesellschaftlichen Kosten (vgl. Tab. 6).

Grünland stellt folglich die Landnutzung mit den geringsten monetären Kosten dar. Die Feldfrüchte des Ackerlands bedingen hingegen höhere Kosten von bis zu  $715 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Silomais); die Ausprägung der Umweltleistung ist auf Ackerland demzufolge geringer. Die maximale Differenz zwischen Grünland (max.) und Silomais (max) beträgt  $850,5 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

## 5.5 Hochwasserschutz

### 5.5.1 Quantifizierung

Hochwasser wird durch eine Vielzahl an Faktoren verursacht. Insbesondere langanhaltende, intensive Starkregenereignisse fördern die Hochwasserentstehung. Während ein Teil des Niederschlags auf der Erdoberfläche verdunstet oder in den Boden dringt und dort zur Grundwasserbildung beiträgt, verbleibt der restliche Niederschlag als Abfluss an der Oberfläche und bedingt Hochwasser (BAUMGARTEN et al. 2011, AUERSWALD 2002). Die Speicherfähigkeit der Böden, die Interzeption durch Vegetation und der Oberflächenabfluss hängen wiederum von unterschiedlichen Steuergrößen ab. Dazu zählen unter anderem topographische (Neigung, Relief) vegetative (Blattflächenindex, Bedeckungsgrad) und pedogeographische Parameter (Wasserspeicherkapazität, Infiltration) (FRITSCH/KATZENMAIER 2001).

ALBERT et al (2015) nennen mehrere Indikatoren zur Quantifizierung der Leistung Hochwasserschutz. Diese beziehen sich jedoch ausnahmslos auf die Gesamtheit von hochwassermindernden Ökosystemen in einem definierten Gebiet. Beispielsweise ist es möglich, die Menge natürlicher Überflutungsflächen (Auen) zu erfassen und in eine monetäre Bewertung zu integrieren (ALBERT et al. 2015). Für eine standortunabhängige Bewertung des Hochwasserpotenzials bei unterschiedlichen Landnutzungen ist diese Herangehensweise aber ungeeignet.

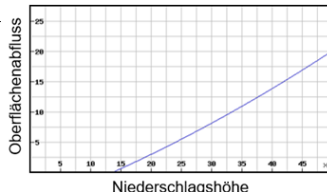


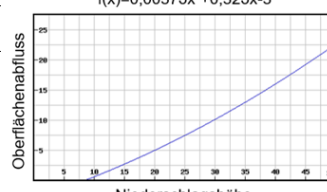
Stattdessen kann ein abflussbezogener Indikator verwendet werden. Die Landnutzung ist wesentlich an der Hochwasserentstehung beteiligt. Bei heftigem Dauerregen bilden landwirtschaftlich genutzte Flächen die Hauptquelle des Oberflächenabflusses. Deshalb wird zur Quantifizierung die Abhängigkeit des Oberflächenabflusses von der Landnutzung bei einer definierten Niederschlagsmenge betrachtet (BAUMGARTEN et al. 2011, LFW 2004).

Im Wesentlichen regulieren fünf Einflussgrößen die Abflussbildung: Interzeption, Evapotranspiration, Muldenspeicherung, Infiltration und die Oberfläche. Wenn Interzeption- und Muldenspeicher gesättigt sind und die Niederschlagsintensität größer ist als die Infiltrationsrate des Bodens, entsteht Abfluss (KONOLD 2006, SEIDEL 2008). Die Vegetation der jeweiligen Landnutzen bedingt diesbezüglich die Interzeption und die Verdunstung; der Sättigungspunkt hängt von Bodencharakteristika ab (BAUMGARTEN et al. 2011). Insgesamt benötigt man standortbezogene Informationen zu Porosität, Durchwurzelung, Bewuchs, organischer Substanz und anderen Merkmalen, um die Abflussbildung detailliert abbilden zu können (FRITSCH/KATZENMAIER 2001). Aufgrund des damit verbundenen Aufwands und der Notwendigkeit einer umfassenden Datenbeschaffung wird dieser Quantifizierungsansatz nicht in Betracht gezogen. An Stelle dessen werden die bei BAUMGARTEN et al. (2011) und LFW (2004) beschriebenen Relationen zwischen Landnutzung, Niederschlagshöhe und Abflussmenge benutzt, um eine auf den Landkreis projizierte Abflussmodellierung durchzuführen.

Aus dem Vorstehenden folgt, dass zur Berechnung der Abflussbildung zum einen die Landnutzung und zum anderen die Niederschlagshöhe bekannt sein muss. Da unter anderem Starkregenereignisse das Hochwasserrisiko bedingen, wird die durchschnittliche Niederschlagshöhe eines Starkregentags in die Berechnung integriert. Die Schwellenwerte für Starkregenereignisse divergieren je nach Definition erheblich; für die folgende Quantifizierung wird ein Wert von  $20 \text{ l m}^{-2}$  festgelegt; demnach wird ein Tag mit einer minimalen Niederschlagshöhe von  $20 \text{ l m}^{-2}$  als Starkregenereignis bezeichnet (BENDER/SCHALLER 2012, RAUTHE et al. 2014). Um die durchschnittliche Niederschlagshöhe je Starkregentag zu erfassen, werden die täglichen Niederschlagsdaten der DWD-Messtationen an der Wasserkuppe und in Bamberg verwendet und gemittelt. In Anbetracht eines 10-Jahres-Vergleichs (2008-2017) liegt die durchschnittliche Niederschlagshöhe pro Starkregentag bei  $28,66 \text{ l m}^{-2}$ . Der resultierende landnutzungsbezogene Abfluss ( $\text{l m}^{-2}$ ) kann durch eine quadratische Funktion angegeben werden (vgl. Tab.7).

Getreide stellt eine Ackernutzung mit einem hohen Potenzial für Abflussbildung dar. Größer ist die Abflussbildung lediglich bei angebauten Hackfrüchten. Weniger Abfluss wird bei Weide- und Wiesenstandorten gebildet, wobei Weiden geringfügig mehr Oberflächenabfluss begünstigen.

Tabelle 7: Abflussbildung je Starkregenereignis. Dargestellt ist die Beziehung zwischen Oberflächenabfluss und Niederschlagsmenge an einem durchschnittlichen Starkregentag im Landkreis Rhön-Grabfeld. Die Relation wird zusätzlich mittels Funktionen veranschaulicht. Quellen: LFW 2004, BAUMGARTEN et al. 2011.

Landnutzung	Spanne	Abflussbildung je Starkregenereignis		
		Niederschlags- höhe [l/m <sup>2</sup> ]	Abfluss [l/m <sup>2</sup> ]	Quadratische Funktion (inkl. Graph)
Getreide	Ø	28,66	7,43	$f(x)=0,0028x^2+0,375x-5,62$ 
	Minimum	23,48	4,73	
	Maximum	38,77	13,13	
Wiese	Ø	28,66	1,75	$f(x)=0,003125x^2+0,05x-2,25$ 
	Minimum	23,48	0,65	
	Maximum	38,77	4,39	
Weide	Ø	28,66	3,74	$f(x)=0,0072x^2-0,15x+2,125$ 
	Minimum	23,48	2,57	
	Maximum	38,77	7,13	
Hackfrüchte	Ø	28,66	9,39	$f(x)=0,00375x^2+0,325x-3$ 
	Minimum	23,48	6,7	
	Maximum	38,77	15,24	

### 5.5.2 Monetarisierung

Eine Schadenskostenmethode, die üblicherweise bei der Bewertung von Hochwassergefahren angewandt wird (BARTH 2014), ist in diesem Fall ungeeignet, da bei der Quantifizierung nicht die Seite der *Beneficiaries* und folglich keine Infrastrukturen und Objekte mit einem Vermögenswert berücksichtigt wurden. Deshalb liegen keine Kenntnisse über mögliche Schadenswerte vor.

Anwendbar ist hingegen ein Vermeidungskostenansatz, der die Kosten bemisst, die durch den Bau natürlicher oder technischer Anlagen zur Vermeidung abflussbedingter Schäden entstehen (BARTH 2014, SCHÄFER 2012). Eine Alternative bildet die Aufforstung abflussreduzierender Waldvegetation. Die Kosten für eine derartige Maßnahme sind jedoch je nach Rahmenbedingung unterschiedlich. Eine Waldnutzung generiert ab einer gewissen Niederschlagsmenge zudem selbst Abfluss; außerdem verändern sich je nach Jahreszeit und Baumart die Parameter und dementsprechend das Abflussverhalten (BARTH 2014, LFW 2004).

Als bessere Alternative stellt sich der theoretische Bau eines Hochwasserrückhaltebeckens (HRB) heraus. Hochwasserrückhaltebecken dienen der Abflussmengenregulierung und speichern vorübergehend die übermäßige Wasserfracht (LFW 2004, BOLLIG 2007). Das Retentionsvolumen und die Baukosten einer derartigen Anlage geben Auskunft über die Kosten je Liter gespeicherten Abflusses. Um einen Annäherungswert der durchschnittlichen Vermeidungskosten zu erhalten, werden die Baukosten je Liter Speicherkapazität von verschiedenen HRB-Projekten zusammengetragen und gemittelt. Daraus ergibt sich ein Wert von 0,0144 €l<sup>-1</sup> Abflussspeicherung (vgl. Tab. 8). Während die Kosten für die Speicherung bei der Landnutzung Wiese ca. 250 € ha<sup>-1</sup> betragen, müssen für die ackerbedingte Abflussbildung (Getreide) mehr als 1.000 € ha<sup>-1</sup> aufgewendet werden.

Tabelle 8: Vermeidungskosten für bauliche Maßnahmen zur Abflussspeicherung. Angegeben sind die durchschnittlichen Kosten für ein Hochwasserrückhaltebecken (HRB) mit einem Liter Kapazität. Quellen: BOLLIG 2007, FRANCKE & KNITTEL GmbH o.J., LANDESTALSPERRENVERWALTUNG DES FREISTAATES SACHSEN 2017, LANDRATSAMT UNTERALLGÄU 2017, ORTSVERWALTUNG WOLTERDINGEN 2012, STADTBETRIEBE UNNA o.J.

Landnutzung	Quantitative Spannweite	Hochwasserschutz		
		Abflussbildung	Vermeidungskosten für bauliche Maßnahmen zur Abflussspeicherung	Flächenbezogene Vermeidungskosten
		[l/ha]	[€/l Abfluss]	[€/ha/a]
Wiese	Ø	17.499	0,0144	252
	Minimum	6.468	0,0144	93
	Maximum	43.857	0,0144	632
Weide	Ø	37.400	0,0144	539
	Minimum	25.724	0,0144	370
	Maximum	71.319	0,0144	1.027
Getreide	Ø	74.274	0,0144	1.070
	Minimum	47.287	0,0144	681
	Maximum	131.275	0,0144	1.890
Hackfrüchte	Ø	93.947	0,0144	1.353
	Minimum	66.984	0,0144	965
	Maximum	152.369	0,0144	2.194

## 5.6 Klimaschutz

### 5.6.1 Quantifizierung

Gemäß der CICES-Klassifikation handelt es sich bei der Ökosystemleistung Klimaschutz um eine „Regulation der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre“. Diesbezüglich wird der von ALBERT et al. (2015), GÖTZL et al. (2011) und STAUB et al. (2011) vorgeschlagene Indikator „Veränderung in der Treibhausgasspeicherung (Kohlenstoffspeicherung) pro Jahr durch Veränderung der landwirtschaftlichen Landnutzung in T CO<sub>2</sub>/Jahr“ verwendet.

Hierzu wird die Veränderung des organischen Kohlenstoffs im Boden und in der Biomasse untersucht, die aus Landnutzungsänderungen resultiert. Diese Änderungen der Landnutzung bedingen das Ausmaß der Kohlenstoffspeicherung, wodurch wiederum die Emission von Kohlenstoffdioxid beeinflusst wird. Die Intensität der Treibhausgasspeicherung in Abhängigkeit von Landnutzungsveränderungen wurde auch bei den Monetarisierungs- und Bewertungsansätzen von MATZDORF et al. (2010), ABSON et al. (2014), GASCOIGNE et al. (2011) und CONTE et al. (2011) verwendet.

Eine auf Tierhaltung (Beweidung) und Düngung zurückzuführende Veränderung der Treibhausgasemissionen wird bei der Quantifizierung allerdings nicht analysiert. Nach

ALBERT et al. (2015) stelle eine durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise verursachte Reduzierung der Treibhausgasemissionen keine Ökosystemleistung dar, sondern vielmehr eine Verringerung der negativen externen Effekte. Demzufolge wird im Folgenden darauf verzichtet, eine Umweltleistung im Sinne einer durch anthropogenen Beitrag generierten Leistung zu bewerten; in diesem Fall wird die reine ökosystemare Leistung begutachtet.

Zur Berechnung der Änderung des organischen Kohlenstoffs im Boden bei einer Umwandlung von Grünland in Ackerflächen wird der Vorrat an organischem Kohlenstoff in den Böden der VNP-Grünlandflächen berechnet. Anschließend wird dieser mit einer mittleren Änderungsrate multipliziert, die sich aus der Änderung des Gehalts an organischem Kohlenstoff bei der Landnutzungsänderung ergibt. Als Datengrundlage für die Berechnung des organischen Kohlenstoffs im Boden dient die Bodenübersichtskarte (BÜK25) des Untersuchungsgebiets.

Die Bodenübersichtskarte liegt im Maßstab 1:25000 für Bayern vor und enthält Referenzbodeneinheiten, zu denen Bodendaten vorhanden sind. In der Karte werden sämtliche geowissenschaftlichen Informationen, die eine pedogeographische Relevanz besitzen, zusammengefasst. Dies beinhaltet Bodenschätzungsdaten sowie die geologische Karte im Maßstab 1:25000. Zusätzlich werden die Beschreibung und die Abgrenzung der Bodeneinheiten in jedem Kartenblatt mit 300 bis 800 Bohrungen unterstützt (LFU 2018). Die BÜK25 ist ohne Einschränkungen im Internet zugänglich, die Profilinformatoren zu den Referenzbodeneinheiten jedoch nicht; diese können beim bayerischen Landesamt für Umwelt kostenpflichtig bezogen werden. Die Daten für den Landkreis sind nahezu flächendeckend verfügbar.

Um den organischen Kohlenstoff unter VNP-Grünland ermitteln zu können, werden die Flächen der Biotoptypen Wiese und Weide mit den Flächen der BÜK25 in GIS verschnitten (Datengrundlage: LFU 2017a, LFU 2017b). Auf diese Weise können dem VNP-Grünland die Referenzbodeneinheiten der BÜK 25 zugeordnet werden. Zusätzlich ermöglicht die Verschnidung eine Flächenberechnung der anhand der BÜK kategorisierten VNP-Flächen in Rhön-Grabfeld.

Der Vorrat an organischem Kohlenstoff in t/ha für jeden einzelnen Horizont unter VNP-Grünland wird schließlich mithilfe der folgenden Formel (AMELUNG et al. 2018, S. 86) bestimmt:

$$VorratOC = \rho_{FE} \times \left(1 - \left(\frac{d_{2mm}}{100}\right)\right) \times z \times C$$

$\rho_{FE}$ : Feinerdedichte Horizont/Tiefenstufe in  $\text{kg dm}^{-3}$

$d_{2mm}$ : Skelettanteil > 2mm in %

$z$ : Mächtigkeit Horizont/Tiefenstufe in dm

$C$ : Organische Kohlenstoffkonzentration in  $\text{g kg}^{-1}$

Für die Referenzbodenprofile der BÜK25-Bodeneinheiten sind der Skelettanteil, der Gehalt an organischem Kohlenstoff, die Horizonttiefe und die Feinerdedichte für die einzelnen Horizonte gegeben (LFU 2017a). Mit Ausnahme der BÜK-Einheiten 79 (organischer Boden), 993, 995, 998, 997b, 578a existieren für alle Grünlandflächen unter Vertragsnaturschutz Daten.



Zur Berechnung der jeweiligen Kohlenstoffgehalte bei Grün- und Ackerland können die Angaben zur durchschnittlichen Kohlenstoffabnahme bei einer Umwandlung von Grün- in Ackerland nach POEPLAU et al. (2011) verwendet werden. POEPLAU et al. (2011) erstellten auf Grundlage bestehender Evaluationen Kohlenstoff-Reaktion-Funktionen (Carbon-Response-Funktion) für Landnutzungsänderungen in gemäßigten Klimazonen. Dabei unterschieden sie zwischen Oberboden und Unterboden. Aufgrund einer mangelnden Datenlage wurde für den Unterboden keine Funktion erstellt; lediglich durchschnittliche Änderungen wurden berechnet (POEPLAU et al. 2011).

Den Entwurf der Kohlenstoff-Reaktion-Funktion erarbeiteten POEPLAU et al. (2011) unter Verwendung von insgesamt 95 Studien. Voraussetzung aller Studien war, dass sich die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander befanden und alle Flächen in einer gemäßigten Klimazone (mittlere jährliche Temperatur über 0°C und unter 18 °C) lagen; erst unter diesen Bedingungen sahen POEPLAU et al. (2011) eine Herleitung legitimiert. Außerdem wurden keine Studien zu organischen Böden oder Böden aus Feuchtgebieten in die Analyse integriert. Bei der Implementierung modellierten POEPLAU et al. (2011) sowohl eine allgemeine als auch eine spezifische Kohlenstoff-Reaktion-Funktion für verschiedene Landnutzungsänderungen. Während die allgemeine Kohlenstoff-Reaktion-Funktion für Landnutzungen nur vom Alter als relevante Variable abhängt, wurde die spezifische Kohlenstoff-Reaktion-Funktion von den erklärenden Variablen „jährliche Durchschnittstemperatur“, „mittlerer jährlicher Niederschlag“, „Tongehalt“ sowie „Beprobungstiefe“ ergänzt. Bei einer Landnutzungsänderung von Grünland in Acker besitzt die allgemeine Kohlenstoff-Reaktion-Funktion eine Modellierungseffizienz von 0,02 und die spezifische Kohlenstoff-Reaktion-Funktion eine Modellierungseffizienz von 0,19. Zusätzlich wurde die mittlere Änderung des Kohlenstoffgehalts bei verschiedenen Landnutzungsänderungen mit einem Konfidenzintervall von 95 % für den Oberboden berechnet. Für den Unterboden existierte kein Konfidenzintervall. Aufgrund der mangelhaften Datenlage sind die Ergebnisse für den Unterboden nicht signifikant (POEPLAU et al. 2011). Alle Informationen eingerechnet nimmt der organische Kohlenstoff bei einer Umwandlung von Grün- in Ackerland nach POEPLAU et al. (2011) im Oberboden um 36,1 % +/-4,6% und im Unterboden um ca. 30 % ab.

Der errechnete Vorrat an organischem Kohlenstoff im Boden in t C / ha wird sowohl für den Oberboden als auch für den Unterboden mit der mittleren Änderung des Kohlenstoffgehalts bei einer Umwandlung von Grünland in Acker nach POEPLAU et al. (2011) multipliziert. Die Funktion für die oberbodenbezogene Landnutzungsänderung kann nicht verwendet werden, da keine Angaben zum Alter der Grünlandflächen vorhanden sind. Deshalb muss auf die durchschnittliche Änderung in Prozent zurückgegriffen werden. Um die jährliche Änderung zu erhalten, wird die Gesamtänderung durch 20 dividiert, da nach GENSIOR et al. (2018) die Übergangszeit bei Landnutzungsänderungen 20 Jahre beträgt.

Der Kohlenstoffgehalt unter Ackernutzung nach der Landnutzungsänderung wird berechnet, indem die Änderung des organischen Kohlenstoffs im Boden vom Vorrat an organischem Kohlenstoff im Boden unter Grünlandnutzung subtrahiert wird. Dabei wird von einem gleichbleibendem jährlichen CO<sub>2</sub>-Verlust über die gesamte Übergangszeit ausgegangen.

Dementsprechend erhält man für die Referenzflächen im Landkreis Rhön-Grabfeld folgende Ergebnisse: Während unter einem Hektar Grünland durchschnittlich ca. 393 t CO<sub>2</sub>

sequestriert sind, befinden sich unter einem Hektar Ackerland lediglich 263 t CO<sub>2</sub>; das entspricht einem Anteil von 67 %. Der Verlust an gespeichertem CO<sub>2</sub>, der demnach durch Umwandlung generiert wird, beträgt 130 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>.

## 5.6.2 Monetarisierung

Die Kohlenstoffsequestrierung benötigt keinen Input von Kapital oder Arbeit. Es handelt sich nicht um eine Umweltleistung. Aus diesem Grund ist es legitim, die Ökosystemleistung Klimaschutz mittels monetärer Werte für vermiedene Kohlenstoffemissionen darzustellen (REMME et al. 2015). MATZDORF et al. (2010) schlagen vor, die Leistung mithilfe von Alternativkosten, Vermeidungskosten oder Schadenskosten als indirekt nutzungsabhängiger Wert zu monetarisieren.

Zur Monetarisierung der Klimaregulierungsleistung werden die vom Umweltbundesamt ermittelten Schadenskosten verwendet; veröffentlicht sind diese in der Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Das Umweltbundesamt empfiehlt in der Methodenkonvention einen reinen Schadenskostensatz im Wert von 180 €<sub>2016</sub> / t CO<sub>2 äq</sub> für das Jahr 2016 bei einer Zeitpräferenzrate von einem Prozent (MATTHEY/BÜNGER 2018). Zum Ermitteln des Schadenskostensatzes für das Jahr 2018 wird zwischen den vorhandenen Werten für 2016 und 2030 linear interpoliert. Der Schadenskostensatz für 2018 beträgt etwa 185,1€ Zur Preisbereinigung des Kostensatzes wird der Verbraucherpreisindex des Statistischen Bundesamts verwendet (DESTATIS 2018).

Tabelle 9: Schadenskosten je Tonne gespeichertem CO<sub>2</sub> (Schadenskostensatz 2018, unabhängig von der Landnutzung)

Landnutzung	Lithostratigraphie	Klimaschutz		
		CO <sub>2</sub> [t/ha]	Schadenskosten [€/t CO <sub>2</sub> ]	Monetärer Wert [€/ha/a]
Grünland	Keuper Muschelkalk	394,57	185,06	73.019
	Spessart Rhön	390,08	185,06	72.188
	gesamt	393,17	185,06	72.760
Ackerland	Keuper Muschelkalk	263,78	185,06	48.815
	Spessart Rhön	260,76	185,06	48.256
	gesamt	262,84	185,06	48.641
CO <sub>2</sub> -Verlust durch Umwandlung	Keuper Muschelkalk	130,79	185,06	24.204
	Spessart Rhön	129,31	185,06	23.930
	gesamt	130,33	185,06	24.119
Jährlicher CO <sub>2</sub> -Verlust	Keuper Muschelkalk	6,54	185,06	1.210
	Spessart Rhön	6,47	185,06	1.197
	gesamt	6,52	185,06	1.207

Der Wert der Klimaregulierungsleistung in € ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> wird berechnet, indem die durchschnittliche jährliche Änderung des Kohlenstoffs im Boden durch eine Umwandlung von Grünland in Acker mit dem ermittelten Kostensatz für das Jahr 2018 multipliziert wird (vgl. Tab. 9). Bezugnehmend auf die berechneten Mengen an gespeichertem Kohlenstoff unter Acker- und Grünland ergeben sich somit beträchtliche monetäre Werte. Grünland stellt demzufolge pro Hektar eine Klimaschutzleistung mit einem Wert von durchschnittlich 72.760 € bereit. Der Wert der Speicherleistung unter Ackerland beträgt hingegen nur 48.641 €. Daraus ergibt sich eine absolute Differenz von 24.119 €; bezogen auf einen relativen Aufwand ergeben sich jährliche Kosten in Höhe von rund 1.207 € pro Hektar. Die Differenz

der Schadenskosten verdeutlicht die klimabezogenen Auswirkungen im Falle einer Umwandlung von Grün- in Ackerland.

## 5.7 Erhalt der Biodiversität

### 5.7.1 Quantifizierung

Im Gegensatz zu den bisher bewerteten Umweltleistungen können die Leistungen „Erhalt der Biodiversität“ und „Erholungsleistung“ nicht in eine standortunabhängige Bewertung integriert werden. Folglich werden beide Umweltleistungen auch nicht bei der finalen Kosten-Nutzen-Analyse bzw. in der Bilanzierung des ökonomischen Gesamtwerts berücksichtigt.

Die Diversität der Arten standortunabhängig und bezogen auf eine Referenzfläche zu quantifizieren, stellt ein schwieriges Vorhaben dar. Dazu benötigt man Kenntnisse über Landschaftsgrößen/-strukturen, räumliche Fragmentierung, Relief, Klima und andere naturräumliche Parameter. Ein bestmöglicher Indikator stellt die Anzahl spezifischer (Zeiger-) Arten dar (GRÊT-REGAMEY et al. 2012, GRÊT-REGAMEY et al. o.J., MICHEL/WALZ 2012, WALZ 2015, GÜTHLER et al. 2012). Diesbezüglich müsste aber eine detaillierte Artenzählung auf einem oder mehreren ein Hektar großen Arealen vorgenommen werden. Dieser Ansatz erfordert die Datenerfassung im Feld und einen dementsprechenden zeitlichen und methodischen Aufwand, der in dieser Studie nicht betrieben werden konnte. Alternativ besteht laut MEYERHOFF et al. (2012) die Möglichkeit, die Zahlungsbereitschaft für artenreiche Lebensräume zu erfassen. Doch auch diese Bewertungsmethode muss im Hinblick auf den zeitlichen Aufwand und die eingeschränkte Übertragbarkeit auf Landnutzungen mit einer bestimmten Flächengröße in dieser Studie verworfen werden.

Dank bereits bestehender Erfolgskontrollen ist es jedoch möglich, zumindest quantitative Unterschiede zwischen extensiven und intensiven Nutzungen herauszustellen. GÜTHLER et al. (2012) untersuchten die  $\alpha$ -Biodiversität auf Vertragsnaturschutzflächen und herkömmlichen Landwirtschaftsflächen ohne Agrarumweltmaßnahme und stellten daraufhin beide Landnutzungen unter Verwendung eines Mit-Ohne-Vergleichs gegenüber. Mithilfe des Shannon-Weaver-Indices wurde eine (teils sehr) signifikant höhere Biodiversität auf Vertragsflächen festgestellt. Die mittlere Anzahl von Rote Liste-Arte ist auf Vertragsflächen ebenfalls höher (GÜTHLER et al. 2012).

Unterschiedliche Studien zur Artenvielfalt auf Vertragsnaturschutzflächen bestätigen die positive Wirkung der extensiven Bewirtschaftung auf die Biodiversität (HEINZ et al. 2015, WERKING-RADTKE/KÖNIG 2011, SCHUMACHER 2014). Die Basis dieser Evaluierungen bilden allerdings unterschiedlich große Untersuchungsflächen zwischen 10m<sup>2</sup> und 100 ha. Die quantitativ erfassten Artenzahlen können demnach nicht direkt miteinander verglichen, geschweige denn skaliert und auf die Referenzfläche von einem Hektar projiziert werden.

Exemplarisch werden kurz die Ergebnisse von HEINZ et al. (2015) vorgestellt. Im Rahmen eines bayernweiten Grünlandmonitorings (2002-2012), bestehend aus mehreren Evaluierungsdurchgängen zählten die Autoren durchschnittlich 27 Arten auf Vertragsnaturschutzflächen im Vergleich zu nur 17 Arten auf intensiv genutztem Grünland ohne Agrarumweltmaßnahmen. Die Artenzahlen beziehen sich auf eine Fläche von 25 m<sup>2</sup>. Im Hinblick auf die große Zahl an Stichproben (2485 Flächen zwischen 2009 und 2012) belegt die Wirkungskontrolle die Bedeutung extensiver Landnutzung für die Biodiversität.

## 5.7.2 Monetarisierung

Da sich bereits die quantitative Erfassung als schwierig herausstellt und keine verwertbaren Werte generiert, muss auf eine ökonomische Bewertung verzichtet werden. Würden brauchbare Daten vorliegen, könnte man die Umweltleistung mithilfe einer kontingenten Bewertungsmethode monetarisieren. In diesem Falle könnte beispielsweise die Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Biodiversität ermittelt werden (PASCUAL et al. 2012, KOETSE et al. 2015).

Wie alle präferenzbasierten Bewertungsmethoden basiert auch dieser Ansatz auf subjektiven Wertäußerungen. Wenngleich einzelne Individuen durch Handel bewertet und bepreist werden, besitzt die Gesamtheit einer Art keinen Marktwert (GRÉT-REGAMEY et al. 2013). Obwohl der Existenzwert der Biodiversität aus ethischer Sicht nicht monetär erfassbar ist (die Natur besitzt keinen Preis), käme auf diese Weise ein in allen Belangen präferenzbasierter Wert zustande, der kritisch zu behandeln wäre (TEEB 2012).

## 5.8 Erholungsleistung

### 5.8.1 Quantifizierung

Das Erholungspotenzial eines Ökosystems ist nicht nur abhängig von dessen Landnutzung, sondern unter anderem von der saisonalen Landschaftsästhetik, der Zusammensetzung der Flächen (Fragmentierung und Struktur der Landschaft), der naturräumlichen Ausstattung, dem Relief, der Nachfrage im Gebiet und von vielen anderen Faktoren (NOHL 2001). Die Zahlungsbereitschaft bzw. die Ausgaben von Besuchern können mithilfe bestehender Datengrundlagen berechnet werden (JOB/KRAUS 2013), jedoch kann man nicht verallgemeinernd von Besucherausgaben auf den Wert einzelner Landschaftselemente schließen. Eine quantitative Erfassung der Erholungsleistung von Acker- und Grünland mit Bezug auf eine standortunabhängige Referenzfläche kann somit nicht durchgeführt werden.

Man kann jedoch den naturbezogenen Gesamtwert des Landkreises Rhön-Grabfeld erfassen, wenn man die Zahl der Naturtouristen mit naturbezogenen Reisemotiven berücksichtigt. Aufgrund einer sozioökonomischen Erhebung im Biosphärenreservat Rhön 2013 liegen Daten zu Besucherstruktur und Ausgabeverhalten von Biosphärenreservat-Touristen (BR-Touristen) vor (JOB/KRAUS 2013). Diese Daten werden unter der Prämisse verwendet, dass die touristischen Charakteristika aufgrund der (natur-) räumlichen Kongruenz auf den Landkreis Rhön-Grabfeld übertragbar sind. Die Zahl naturaffiner Touristen, welche die charakteristische Landschaft mit ihren extensiven Acker- und Grünlandflächen bevorzugt, soll auf diese Weise ermittelt werden.

Zunächst wird die Zahl der Übernachtungsgäste aus dem Jahr 2017 ermittelt (vgl. Abb. 10). Die Basis dieses Werts bilden die in der amtlichen Statistik erfassten Übernachtungszahlen in gewerblichen Beherbergungsbetrieben. Diesem Wert zugrunde liegend wird die nicht-gewerbliche Übernachtungszahl berechnet. Beide Werte zusammengefasst ergeben eine Gesamtübernachtungszahl von 1.027.051. Der Besucherstruktur entsprechend (JOB/KRAUS 2017) können mit diesem Wert die Zahl der Tagesgäste (2.227.253), der Einheimischen (134.184) und der Gesamtbesucher (3.388.488) berechnet werden.

Zuletzt wird mithilfe des Faktors 0,27 (27 %) der Anteil landschaftsaffiner Naturtouristen ermittelt. Dieser Wert setzt sich aus verschiedenen naturbezogenen Motiven zusammen, die

Touristen mit dem Aufenthalt in einem Biosphärenreservat assoziieren. Dazu zählen Motive wie Natur, Landschaft oder regionalspezifische Landschaft (MERLIN 2017). Unter Berücksichtigung dieser Motive kann für den Landkreis Rhön-Grabfeld eine jährliche Besucherzahl von 878.662 Naturtouristen konstatiert werden.

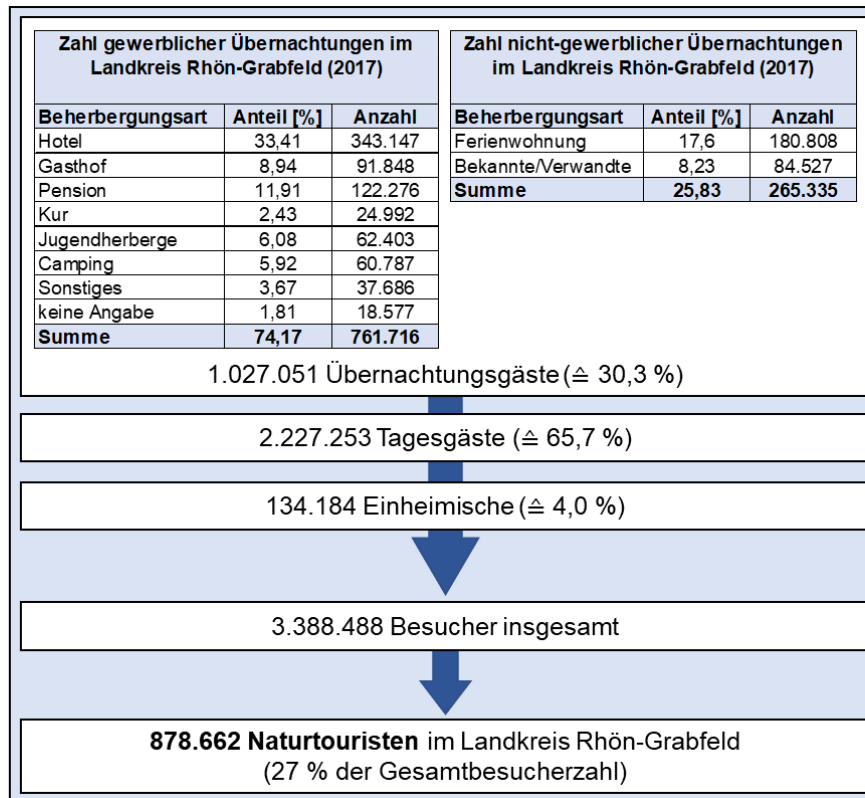


Abbildung 10: Besucherstruktur im Landkreis Rhön-Grabfeld 2017. Ermittlung der Anzahl an Naturtouristen auf Basis der amtlichen Statistik. Quellen: JOB/KRAUS 2013, MERLIN 2017, DESTATIS 2018.

### 5.8.2 Monetarisierung

Diese regionalökonomische Bewertung generiert zwar einen monetären Wert, welcher unter anderem auf die Landschaft zurückzuführen ist. Er entspricht aber nicht der Zahlungsbereitschaft, die Besucher für die Landschaft zahlen würden. Die Landschaft fungiert vielmehr als Katalysator, der die regionale Wirtschaft und Wertschöpfung fördert.

Die Ausgaben aller Naturtouristen in der gesamten Region beruhen ebenfalls auf den Erhebungen von JOB/KRAUS 2013. In der Studie wurde festgestellt, dass 72,9 % aller Touristen, die das Biosphärenreservat im engeren Sinne als Reisemotiv angaben, Tagestouristen waren. Die übrigen 27,1 % waren Übernachtungsgäste. Unter der Annahme, dass BR-Touristen und Naturtouristen annähernd die gleichen Beweggründe aufweisen, können Besucher- und Ausgabenstruktur der BR-Touristen kongruent auf naturbezogene Touristen übertragen werden.

Unter den Naturtouristen befinden sich demnach 640.545 Tagesgäste, die jährlich 8.749.845 € ( $878.662 * 0,729 * 13,66$  €) für Güter und Dienstleistungen im Landkreis Rhön-Grabfeld ausgeben. Zwar können lediglich 238.117 Naturtouristen als Übernachtungsgäste



bezeichnet werden; diese generieren jedoch Ausgaben in Höhe von 14.346.549 €. Summiert ergeben sich regionalökonomische Ausgaben von 23.096.394 € ( $878.662 * 0,271 * 60,25$  €), die Touristen 2017 insbesondere aufgrund landschaftsästhetischer Aspekte leisteten. Dieser monetäre Wert kann wie bereits erwähnt nicht auf einzelne intensive oder extensive Landnutzungen, geschweige denn auf skalierbare Flächengrößen projiziert werden. Dennoch drückt er die Bereitschaft von Erholungssuchenden aus, für eine in großen Teilen extensiv bewirtschaftete Region Geld zu zahlen.

## 5.9 Ökonomischer Vergleich

Abgesehen von den beiden letztgenannten Umweltleistungen können die Leistungen Biomasseproduktion, Grundwasserschutz, Erosionsschutz, Hochwasserschutz und Klimaschutz mithilfe des ökonomischen Gesamtwerts (TEV) gegenübergestellt werden. Die Intention des ökonomischen Gesamtwerts ist es, die Gesamtheit aller natürlichen Leistungen zu erfassen und den monetären Nutzen für den Menschen aufzuzeigen. Das Konzept berücksichtigt sowohl nutzungsabhängige als auch nutzungsunabhängige Werte (siehe Kap. 3) (HANSJÜRGENS 2012, TEEB DE 2012).

Dementsprechend umfasst der Gesamtwert nicht nur Ökosystemleistungen mit einem ökonomischen Nutzen, sondern auch diejenigen Leistungen mit einem intrinsischen und existenziellen Eigenwert (Vermächtnis-, Existenz-, altruistischer Wert). Da in dieser Studie nicht sämtliche Umweltleistung des Acker- und Grünlands untersucht werden konnten, kann lediglich ein ökonomischer „Teilwert“ dargestellt werden. Auf einen Benefit-Transfer aus anderen Primärstudien wird in dieser Studie verzichtet (SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013), da verwertbare monetäre Werte zu Umweltleistungen von Acker- und Grünland nicht vorliegen. Diese Unvollständigkeit der Ökonomisierung ist allerdings nicht von großem Belang. TEEB (2013, S. 35) erklärt: „Auch wenn nicht alle Nutzenkategorien monetarisiert werden können, ist dieser Ansatz noch hilfreich: Selbst der monetäre Wert nur einer einzigen Nutzenkategorie kann die Entscheidung für eine Naturschutzmaßnahme – alternativ zur Ressourcenentnahme – bereits ausreichend rechtfertigen“.

Wenn man die monetarisierten Umweltleistungen vergleichend bzw. synoptisch darstellt, resultiert eine in Kosten und Nutzen aufgeteilte Matrix (vgl. Tab. 10, Abb. 11). Während einige Umweltleistungen als Nutzen ausgedrückt werden können (Biomasseproduktion, Kohlenstoffspeicherung), sind andere nur als Kosten darstellbar. Das bedeutet nicht, dass die Umweltleistungen Grundwasserschutz, Hochwasserschutz und Erosionsschutz keinen Nutzen haben, sondern dass ihre Leistungspotenziale erst durch ihre Ausprägung bei einer Veränderung des Ökosystems offenbart werden. Die skizzierte Bilanzierung der vier bzw. fünf Umweltleistungen ist ohnehin nicht im Sinne einer ökonomischen Gesamtrechnung. Während der TEV die Kosten und Nutzen bei einer Ökosystemveränderung beschreibt (TEEB DE 2012), gibt die vorgenommene Bilanzierung das potenzielle Gesamtleistungsvermögen der Landnutzungen bei gleichbleibendem ökosystemarem Zustand an. Zum Beispiel beträgt der Nutzen der Biomasseproduktion auf extensiv genutztem Ackerland durchschnittlich  $1.436 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Die jährlichen Mengen an Erosionsfracht, Abfluss und N-Fracht verursachen hingegen Kosten von  $5.131 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Insgesamt verursacht die Landnutzung mehr Kosten als Nutzen ( $- 3.695 \text{ €}$ ), wenn man diese



vier Leistungen berücksichtigt. Im Gegensatz dazu entfallen auf extensiv bewirtschaftetem Grünland lediglich Kosten in Höhe von 395 € ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

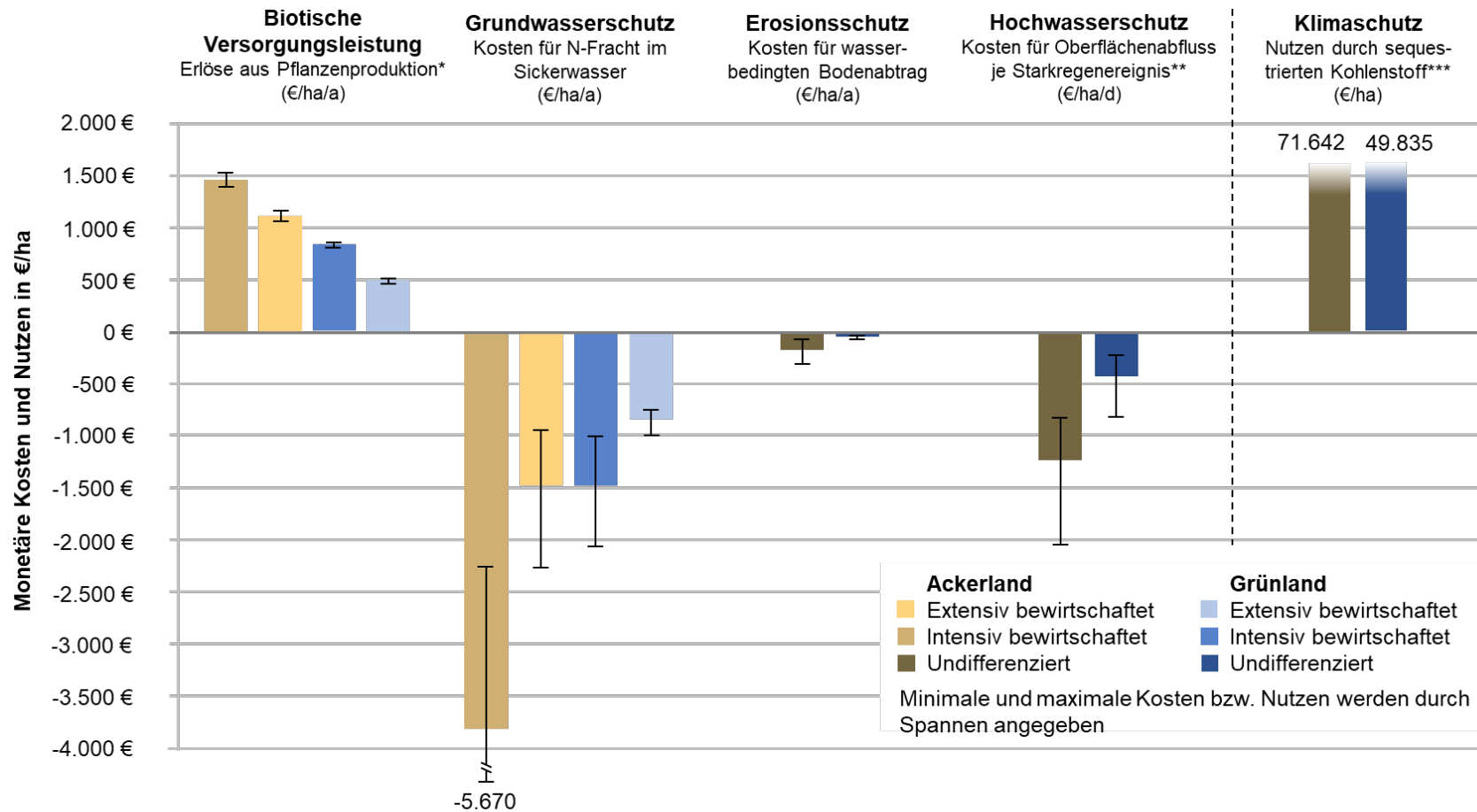
Bereits durch diese differenzierte Betrachtung der Landnutzungen können Unterschiede im Potenzial der Umweltleistungen festgestellt werden. Das Leistungspotenzial ist umso kleiner, je intensiver die Landnutzung ist und je mehr Ackerbau betrieben wird. Der Zweck des TEV ist jedoch, auf veränderte Bereitstellungen von Ökosystemleistungen im Falle einer Ökosystemveränderung hinzuweisen. Demnach können mithilfe der Bilanzierung die Veränderungen nachvollzogen werden. Bei einer exemplarischen Umwandlung von extensiv genutztem Grünland in intensiv genutztes Ackerland entstehen monetäre Kosten von 2.878 € ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, die sich zusammensetzen aus einem Ertragsverlust von -956 € (d.h. betrieblichem Mehrnutzen) und den Kosten für Grundwasserschutz von 2.898 €, Erosionsschutz von 120 € und Hochwasserschutz von 816 €. Addiert man dazu die jährlichen Kosten für freigesetzten Kohlenstoff (1.207 €) verursacht eine Umwandlung sogar 4.085 € ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Die Grünlandumwandlung bedingt folglich erhebliche Kosten für die Gesellschaft, was auch bei TEEB DE (2016) konstatiert wird.

Da die Umweltleistung Klimaschutz nur als Bestandsgröße erfasst wurde, ist sie in der Bilanzierung nicht berücksichtigt. Erst bei einer Landnutzungsveränderung spielt die Ökosystemleistung eine Rolle. Die Differenz des Kohlenstoffspeicherpotenzials von Acker- und Grünland wird erst bei der Umwandlung freigesetzt. Folglich fallen dann Kosten von 24.119 € ha<sup>-1</sup> an.

Tabelle 10: Bilanzierung der ausgewählten Wertaspekte im Rahmen der ökonomischen Gesamtrechnung. Die vorletzte Spalte beschreibt das Potenzial bzw. die Impotenz der Umweltleistungen; werden diese Werte miteinander verglichen, ergibt sich aus der Differenz der Nutzen bzw. die Kosten bei der Umwandlung einer Landnutzung in eine andere.

Landnutzung	Leistungsintensität	Einzelwerte der Ökosystemleistungen (Umweltleistungen)				Ökonomischer Gesamtwert	
		Biomasseproduktion Direkter Nutzungswert (konsumptiver Nutzen entsprechend der Erträge landwirtschaftlicher Produkte)	Grundwasserschutz Indirekter Nutzungswert (mittelbarer Nutzen entsprechend der düngel- bedingten N-Fracht )	Erosionsschutz Indirekter Nutzungswert (mittelbarer Nutzen entsprechend des nutzungs- bedingten Bodenabtrags)	Hochwasser Indirekter Nutzungswert (mittelbarer Nutzen entsprechend der nutzungsbedingten Abflussbildung)	Summe der einzelnen (ausgewählten) Wertaspekte	
		Zusammengefasster Marktpreis* [€/ha/a]	Wiederherstellungskosten für N-Elimination im Grundwasser [€/ha/a]	Wiederherstellungskosten für Rücktransport erodierten Bodens [€/ha/a]	Vermeidungskosten für bauliche Maßnahmen zur Abflussspeicherung** [€/ha/a]	[€/ha/a]	
Intensiv bew. Ackerland	Ø	1.436	-3.780	-140	-1.211	-3.695	Δ 5.054
	Minimum	1.332	-5.670	-299	-2.042	-6.679	
	Maximum	1.525	-2.268	-59	-823	-1.625	
Extensiv bew. Ackerland	Ø	1.073	-1.449	-140	-1.211	-1.727	Δ 2.921
	Minimum	1.001	-2.268	-299	-2.042	-3.608	
	Maximum	1.140	-945	-59	-823	-687	
Intensiv bew. Grünland	Ø	810	-1.449	-20	-395	-1.054	Δ 1.713
	Minimum	804	-2.079	-42	-829	-2.146	
	Maximum	815	-1.008	-8	-232	-433	
Extensiv bew. Grünland	Ø	480	-882	-20	-395	-817	Δ 906
	Minimum	469	-1.008	-42	-829	-1.410	
	Maximum	492	-756	-8	-232	-504	

\* In die zusammengefasste Bewertung der Pflanzenproduktion wurden die Erträge und Marktpreise der Ackerfrüchte Weizen, Gerste und Mais eingeschlossen (2017 als Bezugsjahr für die Marktpreisbestimmung)  
\*\* Die Abflussbildung auf Ackerland setzt sich aus dem Durchschnitt der Abflüsse unter Getreide und Hackfrüchten zusammen (die grünlandspezifische Abflussbildung beinhaltet die Werte auf Weide und Wiese)



\* In die zusammengefasste Bewertung der Pflanzenproduktion wurden die Erträge und Marktpreise der Ackerfrüchte Weizen, Gerste und Mais eingeschlossen (2017 als Bezugsjahr für die Marktpreisbestimmung)

\*\* Die Abflussbildung auf Ackerland setzt sich aus dem Durchschnitt der Abflüsse unter Getreide und Hackfrüchten zusammen (die grünlandspezifische Abflussbildung beinhaltet die Werte auf Weide und Wiese)

\*\*\* Der Indikator bildet keine jährliche Flussgröße ab, sondern die Gesamtmenge gespeicherten Kohlenstoffs im Boden

Abbildung 11: TEV-Diagramm. Darstellung der Potenziale bzw. Impotenzen als Balken. Die Extremwerte sind mit Spannen angegeben.

## 6 Abschließende Bemerkungen

### 6.1 Anwendungen

Ziel der Untersuchung war es, den ökonomischen Gesamtwert verschiedener Landnutzungen bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität zu ermitteln. Dabei konnte nachgewiesen werden, dass die Produktion landwirtschaftlicher Güter einen ökonomischen Nutzen impliziert, regulierende Leistungen aber scheinbar bei einer ertragszentrierten Landnutzung gemindert werden.

Die Erkenntnisse dieser Studie verdeutlichen die Auswirkungen einer intensiven, auf Ackerbau ausgerichteten Landwirtschaft auf die Klima-, Trinkwasser- Erosions- und Abflussregulierung. Gegenüber einer extensiven ackerbaulichen Nutzung sind die Kosten einer Intensivnutzung mehr als doppelt so hoch – und dabei sind noch nicht die Kosten für die Freisetzung von Kohlenstoff einkalkuliert. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ergäbe sich ein zusätzlicher Kostenaufwand, würde man zudem den Beitrag beider Landnutzungsformen zum Arterhalt und zur Erholung in die Analyse integrieren.

Die in dieser Studie angewandte Methodik zur Monetarisierung von landwirtschaftlichen Ökosystemleistungen kann in erster Linie als theoretisches Rahmenkonzept beurteilt werden. Der Anspruch des erarbeiteten Ansatzes muss jedoch sein, auch eine praktische Implementierung zu ermöglichen. Auf der Suche nach Anwendungsmöglichkeiten für diesen standortunabhängigen Bewertungsansatz von landnutzungsbedingten Umweltleistungen muss man sich nur die umwelt- und wirtschaftspolitischen Debatten betrachten. Die aktuelle Diskussion um die ökologische Effizienz der europäischen Agrarpolitik (OFFENBERGER 2018) legt die Vermutung nahe, dass es trotz MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT und TEEB noch immer einem besseren Bewusstsein gegenüber Ökosystemen und deren Erhalt bedarf. Die finanziellen Mittel für Agrar- und Umweltmaßnahmen sollen zukünftig wachsen, damit der Artenverlust und die Degradation der Ökosysteme verhindert werden können. Mithilfe des hier vorgestellten Bilanzierungsansatzes können die Vorteile einer Extensivierung veranschaulicht werden.

Zugleich kann der Ansatz den Sensibilisierungsprozess bei politischen Entscheidungsträgern verstärken. Die alltägliche Praxis zeigt, dass trotz des erheblichen Drucks auf Freiflächen weiterhin Flächen zugunsten eines kurzfristigen oder einzelbetrieblichen ökonomischen Vorteils in Anspruch genommen, geringer bewertete Ökosysteme zur Ressourcenentnahme geschädigt werden oder aufgrund lokal errichteter, die standörtlichen Bedingungen nicht voll beachtender Objekte, aufwändige Hochwasserschutzanlagen errichtet werden. Der hier vorgestellte Ansatz ist imstande, einerseits auf die ökologische Tragweite intensiven (land-) wirtschaftlichen Handelns, andererseits auf die ökologische Dimension veränderter Ökosysteme hinzuweisen und somit Anreize zum Umdenken zu setzen.

Als konkretes Anwendungsbeispiel kann das Vertragsnaturschutzprogramm genannt werden. Die Höhe der Honorierung orientiert sich am Ertrags- und Einnahmenverlust, der aufgrund der extensiven Bewirtschaftung entsteht. Den unter Vertrag stehenden Landwirten wird demnach ein Ausgleich gezahlt, der dem Wert der Versorgungsleistung entspricht. Wenngleich diese Ausgleichszahlung aus ökonomischer Sicht gerechtfertigt ist, entsteht durch die Inanspruchnahme ein weitaus höherer Nutzen für die Gesellschaft. Sowohl der Verzicht auf Düngung, mechanische Überbelastung oder spezielle Kulturpflanzen als auch

die aktive Durchführung von erschwerten Bewirtschaftungsweisen, Brachlegungen und Ackerumwandlungen haben positive Auswirkungen auf regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen. Die optional anwendbaren Maßnahmen des Programms beeinflussen die Ökosysteme auf unterschiedliche Weise: Die Auswaschung von Stickstoff mit dem Sickerwasser wird durch eine geringere Stickstoffzufuhr (Zusatzleistung) minimiert, der weitestgehende Verzicht auf den Einsatz von Leguminosen (Grundleistung) reduziert zusätzlich die Stickstofffixierung und den Nitratgehalt im Boden. Die Extensivierung des Mahdregimes und eine angepasste Beweidung fördert aus naturschutzfachlicher Sicht die Biodiversität. Auf's Ganze gesehen resultiert aus den Maßnahmen eine Zunahme der Bodenvegetation: Die extensive Grünlandnutzung stellt den meist nachgefragten Biotoptyp dar; Kulturpflanzen mit einem niedrigen Bedeckungsgrad sind im Programm nicht zulässig. Der hohe Vegetationsanteil reduziert das Erosionspotenzial und mindert den Abfluss bei Starkregenereignissen.

## 6.2 Kritik und Empfehlung

Die angewandte Methodik hat das Potenzial, einen gesamtheitlichen Überblick über die Umweltleistungen von Acker- und Grünland zu generieren. Nichtsdestotrotz können einige Kritikpunkte angeführt werden, die in Folgeprojekten berücksichtigt werden sollten.

Eine Notwendigkeit war es, eine räumliche Grundlage zu definieren, auf der die standortunabhängigen Umweltleistungen ermittelt werden konnten. Obwohl es oftmals möglich war, die Landnutzungen mithilfe universeller Indikatoren ohne Raumbezug zu bewerten, musste ebenso oft auf standortbezogene Daten aus dem Untersuchungsgebiet zurückgegriffen werden, um naturräumliche Parameter zu berücksichtigen (siehe naturbedingtes Erosionspotenzial). Die quantitative Berechnung der Umweltleistungen Erosionsschutz und Klimaschutz war auf einen Einbezug raumbezogener Daten angewiesen. Der Landkreis Rhön-Grabfeld stellte dahingehend den festgelegten Untersuchungsraum dar. Gleichermaßen hätte ein anderer Landkreis als Untersuchungsraum verwendet werden können.

Dieser Kritikpunkt bezieht sich insbesondere auf den Aspekt der Standortunabhängigkeit. Der Grundgedanke des Ansatzes war, dass eine standortunabhängige Bewertung die landnutzungsbedingten Ökosystemleistungen von ihrem räumlichen ökosystemaren Bezug trennt und diese auf andere gleichartige Ökosysteme übertragbar sind. Dabei wird jedoch missachtet, dass Quantität und Qualität der bereitgestellten Ökosystemleistungen im Wesentlichen vom Standort abhängen. Die biophysikalischen Prozesse der Ökosysteme wirken an jedem Standort auf unterschiedliche Weise und variieren hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit.

Ebenso kann die Projektion des Leistungsumfangs auf eine Referenzfläche von einem Hektar als kritisch bewertet werden. Die Landnutzungen müssen im Hinblick auf ihre Leistungen als ganzheitliches Ökosystem interpretiert werden. Konkret wird dieser Kritikpunkt am Beispiel der Erholungsleistung. Die Landschaftsästhetik einer Landnutzung wird er durch die Gesamtheit der Flächen bedingt. Bei der Bewertung eines Ausschnitts werden Landschaftsmaße und -strukturen vernachlässigt, die jedoch einen Einfluss auf die Wahrnehmung üben. Dieser Aspekt steht in Wechselbeziehung mit der vorhergenannten

Kritik. Demnach haben die Größe und der Standort eines Ökosystems gleichermaßen Auswirkungen auf das Leistungspotenzial.

Was außerdem unbeachtet blieb, ist die Nachfrage. Eine Ökosystemleistung wird üblicherweise gemäß ihrem Nutzen bewertet. Die standortungebundene Bewertung machte jedoch die Integration nachfragebezogener Indikatoren unmöglich. Die Leistung Hochwasserschutz wird demzufolge erst dann als wertvoll angesehen, wenn sie einen menschlichen Nutzen generiert und beispielsweise Schäden an Infrastruktur verhindert. Das Abflusspotenzial, das in dieser Studie bewertet wurde, nimmt beispielsweise keine Rücksicht auf die gesellschaftliche Nachfrage.

Die bisher geäußerte Kritik betraf in der Hauptsache die strukturellen Parameter der Bewertung. Doch auch das zu bewertende Objekt selbst sowie die Methoden sind nicht fehlerfrei. Die Bewertung von Umweltleistungen ist legitim, insofern der analysierte Output nicht als Ökosystemleistung bezeichnet wird. Der anthropogene Beitrag in Umweltleistungen ist jedoch situationsspezifisch. Je nach Menge des landwirtschaftlichen Inputs verändert sich das Leistungsvermögen. Ein nach intensiven Maßstäben bewirtschafteter Acker wird unter Verwendung eines zusätzlichen Arbeitsaufwands mehr Biomasse produzieren als ein vergleichbarer, kapitalextensiv genutzter Acker. Diesen anthropogenen Beitrag zu identifizieren, d. h. in der Kalkulation zu berücksichtigen, ist ein notwendiges Vorgehen, um die Leistung als Ökosystemleistung bezeichnen zu können.

Bezogen auf die verwendeten Methoden kann lediglich das Fehlen selbst erhobener Daten bemängelt werden. Eine ausführliche empirische Erhebung im Gelände war allerdings aufgrund der zeitlichen und inhaltlichen Rahmenbedingungen nicht möglich. Die Datenbeschaffung mithilfe von Literaturanalysen musste hierbei ausreichen.

Obwohl die Bewertung von Ökosystemleistungen keine leichte Aufgabe darstellt und ein gewisses Maß an Fehlerhaftigkeit akzeptiert werden muss, soll diese Studie als Plädoyer für die Weiterentwicklung von Anwendungsmethoden des Ökosystemleistungsansatzes verstanden werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten zahlreiche notwendige Differenzierungen aus Zeit- und Kostengründen nicht durchgeführt werden. Notwendig dafür ist ein auf etwa drei Jahre angelegtes Forschungsprojekt, das sich aktuell in der Planungsphase befindet. Für weitere Forschungsvorhaben können dabei folgende Vorschläge ausgesprochen werden: Anstelle einer standortunabhängigen Bewertung sollten klar definierte Landschaftsräume, Ökosysteme oder beplante Gebiete als Untersuchungsobjekte verwendet werden. Das ermöglicht einerseits die Differenzierung zwischen Angebot- und Nachfrageseite und erlaubt zudem, die akuten naturräumlichen Parameter in der Quantifizierung zu berücksichtigen. Dieser Empfehlung entsprechend wäre ein geeigneter Untersuchungsgegenstand beispielsweise ein räumlich abgegrenzter Wald (Ökosystem), der im Zuge einer wirtschaftlichen Inanspruchnahme in Siedlungsfläche umgewandelt werden soll. Sämtliche raumbezogenen Parameter könnten bei einem derartigen Untersuchungsobjekt erhoben und in die Bewertung integriert werden.

Als zweite Empfehlung sollte das Inventar von Ökosystemleistungen an die projektbezogenen Rahmenbedingungen angepasst werden. Nicht der quantitative Umfang einer ökonomischen Gesamtrechnung bestimmt die Qualität der Bewertung. Vielmehr sollten wenige Ökosystemleistungen untersucht werden, respektive ein oder zwei Leistungen. Der Vorteil eines reduzierten Inventars ist die Möglichkeit, eine umfassende empirische



Erfassung zu implementieren, ohne auf den Transfer von Daten aus Primärliteratur zurückgreifen zu müssen. Die Monetarisierung weniger Leistungen kann ausreichen, einen ökosystemaren Zustand sachdienlich aufzuzeigen.

## 7 Verzeichnisse

### 7.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kaskadenmodell nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2010	7
Abbildung 2: EPPS-Rahmenmethodik nach BASTIAN/GRUNEWALD 2013	10
Abbildung 3: Klassifikation nach DE GROOT et al. 2012, angepasst nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2010 und MALTBY 2009	15
Abbildung 4: CICES-Systematik nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018	16
Abbildung 5: Hierarchischer Aufbau von CICES, nach HAINES-YOUNG/POTSCHIN 2018	17
Abbildung 6: Konzept des Ökonomischen Gesamtwerts (TEV) nach SCHWEPPE-KRAFT/GRUNEWALD 2013 und Naturkapital Deutschland TEEB 2012	21
Abbildung 7: Systematik der Bewertungsmethoden nach LA NOTTE et al. 2015	23
Abbildung 8: Flächen unter Vertragsnaturschutz im Landkreis Rhön-Grabfeld	31
Abbildung 9: Naturbedingte Bodenerosion durch Wasser auf den Vertragsnaturschutzflächen im Landkreis Rhön-Grabfeld	44
Abbildung 10: Besucherstruktur im Landkreis Rhön-Grabfeld 2017	55
Abbildung 11: TEV-Diagramm	59

### 7.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Erträge landwirtschaftlich erzeugter Güter	38
Tabelle 2: Warenwert landwirtschaftlicher Güter und monetärer Wert der terrestrischen Biomasseproduktion	39
Tabelle 3: Nutzungs- und zufuhrbedingte Stickstoffauswaschung unter Acker- und Grünland	41
Tabelle 4: Wiederherstellungskosten für Stickstoff im Grundwasser	42
Tabelle 5: Nutzungsbedingte Bodenerosion durch Wasser	43
Tabelle 6: Wiederherstellungskosten für wasserbedingte Bodenerosion	45
Tabelle 7: Abflussbildung je Starkregenereignis	48
Tabelle 8: Vermeidungskosten für bauliche Maßnahmen zur Abflussspeicherung	49
Tabelle 9: Schadenskosten je Tonne gespeicherten CO <sub>2</sub>	52
Tabelle 10: Bilanzierung der ausgewählten Wertaspekte im Rahmen der ökonomischen Gesamtrechnung	58

### 7.3 Quellenverzeichnis

- ABSON, D. J., TERMANSEN, M., PASCUAL, U., ASLAM, U., FEZZI, C., BATEMAN, I. (2014): Valuing Climate Change Effects Upon UK Agricultural GHG Emissions. Spatial Analysis of a Regulating Ecosystem Service. In: *Environ Resource Econ* 57 (2), S. 215–231.
- ALBERT, C., BURKHARD, B., DAUBE, S., DIETRICH, K., ENGELS, B., FROMMER, J. (2015): Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen (= BFN-Skripten, Band 410). Bonn.
- AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Berlin.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Bonn.
- AUERSWALD, K. (2002): Landnutzung und Hochwasser. In: Horst Hagedorn, H., Deigele, C. (Hrsg.): Katastrophe oder Chance? Hochwasser und Ökologie. München, S. 67–76.
- AUERSWALD, K., KAINZ, M. (1998): Erosionsgefährdung (C-Faktor) durch Sonderkulturen. In: *Bodenschutz* 3, S. 98–102.
- AUERSWALD, K., SCHMIDT, F. (1989): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. München.
- BADURA, T., BATEMAN, I., AGARWALA, M., BINNER, A. (2016): Valuing preferences for ecosystem-related goods and services. In: Potschin, M., Haines-Young, R. H., Fish, R., Turner, R. K. (Hrsg.): *Routledge handbook of ecosystem services*. London, New York, S. 228–242.
- BALVANERA, P., QUIJAS, S., MARTÍN-LÓPEZ, B., BARRIOS, E., DEE, L., ISBELL, F. (2016): The links between biodiversity and ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R. H., Fish, R., Turner, R. K. (Hrsg.): *Routledge handbook of ecosystem services*. London, New York, S. 45–61.
- BARTH, N.-C. (2014): Bewertung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz am Beispiel eines Auwalds in Hessen. Masterarbeit. Frankfurt am Main.
- BASTIAN, O., SYRBE, R.-U., ROSENBERG, M., RAHE, D., GRUNEWALD, K. (2013a): The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. In: *Ecosystem Services* 4, S. 15–24.
- BASTIAN, O., GRUNEWALD, K. (2013b): Eigenschaften, Potenziale und Leistungen der Ökosysteme. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin, Heidelberg, S. 38–47.
- BASTIAN, O., GRUNEWALD, K., SYRBE, R. U. (2013c): Klassifikation von ÖSD. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin, Heidelberg, S. 48–56.
- BASTIAN, O., HAASE, D., GRUNEWALD, K. (2012): Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. In: *Ecological indicators* 21, S. 7–16.

- BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Heidelberg, Berlin.
- BAUMGARTEN, C., CHRISTIANSEN, E., NAUMANN, S., PENN-BRESSEL, G., RECHENBERG, J., WALTER, A.-B. (2011): Hochwasser. Verstehen, erkennen, handeln. Dessau-Roßlau.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (2017): Bodenerosion. Wie stark ist die Bodenerosion auf meinen Feldern? Neustadt an der Aisch.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (2015): Grünlandmonitoring Bayern. Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen von Vegetationserhebungen 2002 – 2012 (= Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Band 8). Freising-Tüntenhausen.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) (2017a): BÜK25, Referenzdaten Boden. Augsburg.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) (2017b): VNP Bestand 2017. Augsburg.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) (2017c): Grundwasser für die öffentliche Wasserversorgung: Nitrat und Pflanzenschutzmittel. Berichtsjahre 2013 bis 2015. Augsburg.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (LFW) (2004): Hochwasser. Naturereignis und Gefahr (= Spektrum Wasser, Band 1). München.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (STMELF), BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (STMUV) (2017): Merkblatt Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUM). O. O.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (STMELF) (2017): Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm - Verpflichtungszeitraum 2018 - 2022 - Maßnahmenübersicht. O. O.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (STMUV) (2015): Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm. Augsburg.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (STMUV) (Hrsg.) (o. J.): Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm (VNP). Online verfügbar unter [https://www.stmuv.bayern.de/themen/naturschutz/foerderung/bay\\_vnp.htm](https://www.stmuv.bayern.de/themen/naturschutz/foerderung/bay_vnp.htm), zuletzt geprüft am 18.06.2018.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (STMELF), BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (STMLU) (1999): Verminderung der Nitratauswaschung. Pegnitz.
- BECKER, N., EMDE, F., JESSEL, B., KÄRCHER, A., SCHUSTER, B., SEIFERT, C. (2014): Grünland-Report. Alles im grünen Bereich. Bonn.
- BEIERKUHNLIN, C., JÖRG, J. (2014): Einfluss der Biodiversität auf die ökologischen Dienstleistungen und Güter des bayerischen Grünlandes. Hof.

- BENDER, S., SCHALLER, M. (2012): Vergleichendes Lexikon. Wichtige Definitionen, Schwellenwerte, Kenndaten und Indices für Fragestellungen rund um das Thema „Klimawandel und seine Folgen“. Hamburg.
- BOLLIG, L. (2007): Hochwasserrückhaltebecken Niederberg in Betrieb genommen. Fast eine Million Kubikmeter Wasser kann das Becken bei Hochwasser speichern. In: *Informationsfluss* 1, S. 4.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2015): Artenschutz-Report 2015. Tiere und Pflanzen in Deutschland. Bonn.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2014): PEGWASSER1000 V1.0. Potentielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser in Deutschland 1:1.000.000 (WMS). Hannover.
- BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG (BLE) (2003): Grundwissen Ökolandbau. Bonn.
- BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG (BLE); DVS - DEUTSCHE VERNETZUNGSSTELLE LÄNDLICHE RÄUME (Hrsg.) (o. J.): ELER in Deutschland. Übersicht über die Nationale Rahmenregelung und die Programme der Länder. Bonn.
- BUNDESARBEITSKREIS DÜNGUNG (BAD) (2006): Stickstoff. Grundlagen des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft. Frankfurt am Main.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2018): Ernte 2018. Mengen und Preise. Berlin
- BOYD, J., BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. In: *Ecological Economics* 63 (2-3), S. 616–626.
- CONTE, M., NELSON, E., CARNEY, K., FISSORE, C., OLWERO, N., PLANTINGA, A. J. (2011): Terrestrial carbon sequestration and storage. In: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T., Daily, G., Polasky, S. (Hrsg.): *Natural capital. Theory & practice of mapping ecosystem services*. New York, S. 111–128.
- COSTANZA, R., DE GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S.J., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S., TURNER, R. K. (2014): Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26, 152-158.
- DE GROOT, R., BRAAT, L., COSTANZA, R. (2017): A short history of the ecosystem services concept. In: Burkhard, B., Maes, J. (Hrsg.): *Mapping ecosystem services*. Sofia, S. 30–32.
- DE GROOT, R., FISHER, B., CHRISTIE, M., ARONSON, J., BRAAT, L., GOWDY, J. (2012): Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: TEEB (Hrsg.): *The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economic foundations*. Abingdon, New York, S. 9–40.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2018): Klima an ausgewählten Wetterstationen Bayerns. Online verfügbar unter <https://www.dwd.de/DE/leistungen/kvo/bayern.html>, zuletzt geprüft am 14.12.2018.

- EISENHAUER, N. (2018): Artenverlust schmälert Ökosystemleistungen. In: *Ökologie und Landbau* 2, S. 50–51.
- ELSASSER, P. (2017): Monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen: eine kritische Sicht auf einige Kritiken (Essay). In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 168 (1), S. 14–20.
- ESER, U. (2016): Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen. In: *Natur und Landschaft* 91 (9/10), S. 470–475.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2018): CICES Version 5.1 now available. Online verfügbar unter [www.cices.eu](http://www.cices.eu), zuletzt geprüft am 27.04.2018.
- FINCK, P., HEINZE, S., RATHS, U., RIECKEN, U., SSYMANK, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017. Naturschutz und Biologische Vielfalt 156, 460 S. Münster.
- FISHER, B., TURNER, R. K. (2008): Ecosystem services. Classification for valuation. In: *Biological Conservation* 141 (5), S. 1167–1169.
- FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. In: *Ecological Economics* 68 (3), S. 643–653.
- FRANCKE + KNITTEL GMBH (o.J.): Hochwasserrückhaltebecken in Badenheim. Online verfügbar unter <http://www.francke-knittel.de/referenzen/projekte/hochwasserrueckhaltebecken-in-badenheim/>, zuletzt geprüft am 20.11.2018.
- FREEMAN, A. M. (2003): The measurement of environmental and resource values. Theory and methods. Washington, DC.
- FRITSCH, U., KATZENMAIER, D. (2001): Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten. Potsdam.
- GARROD, G., WILLIS, K. G. (2001): Economic valuation of the environment. Methods and case studies. Cheltenham.
- GASCOIGNE, W. R., HOAG, D., KOONTZ, L., TANGEN, B. A., SHAFFER, T. L., GLEASON, R. A. (2011): Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA. In: *Ecological Economics* 70 (10), S. 1715–1725.
- GENSIOR, A., DUNGER, K., STÜMER, W., DÖRING, U. (2018): Übersicht (CRF Sektor 4). In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2018. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2016. Dessau-Roßlau, S. 522–563.
- GOLLNER, G., STARZ, W. (2015): Biologisch oder konventionell – worin liegt der Unterschied? In: *Land und Raum* 1, S. 6–9.
- GÖTZL, M., SCHWAIGER, E., SONDEREGGER, G., SÜSSENBACHER, E. (2011): Ökosystemleistungen und Landwirtschaft. Erstellung eines Inventars für Österreich. Wien.



- GOULDER, L. H., KENNEDY, D. (2011): Interpreting and estimating the value of ecosystem services. In: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T., Daily, G., Polasky, S. (Hrsg.): Natural capital. Theory & practice of mapping ecosystem services. New York, S. 15–33.
- GRAJEWSKI, R., SCHMIDT, T. (2015): Agrarumweltmaßnahmen in Deutschland - Förderung in den ländlichen Entwicklungsprogrammen im Jahr 2013 (= Thünen Working Paper, Band 44). Braunschweig.
- GRÉT-REGAMEY, A., RABE, S.-E., CRESPO, R., RYFFEL, A. (2012): Der Wert der Biodiversität, gemessen an Ökosystemleistungen von extensiv bewirtschaftetem Grünland. O. O.
- GRET-REGAMEY, A., BRUNNER, S., STRITIH, A. (o. J.): Landscape Metrics. Zürich.
- GRUNEWALD, K., BASTIAN, O. (2013): Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) – mehr als sein Modewort? In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Berlin, Heidelberg, S. 1–12.
- GRÜNWALD, A., WENDE, W. (2013): Integration des ÖSD-Konzepts in die Landschaftsplanung. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Berlin, Heidelberg, S. 177-185.
- GÜTHLER, W. (2018): Vertragsnaturschutz wichtiger denn je. Bericht zu Erfolgen und Defiziten. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50 (10), S. 358–359.
- GÜTHLER, W., WALTZ, T. (2018): Das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm. Artenvielfalt mit den Bauern sichern. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50 (10), S. 368–373.
- GÜTHLER, W., HEPNER, S., HEUSINGER, G., JOSWIG, W. (2012): Erfolgskontrollen zum bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm. Flora und Fauna auf VNP-Flächen mit Grünland, Acker und Teichen. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44 (7), S. 197–204.
- HANSJÜRGENS, B. (2012): Ökonomische Bewertung der Natur: Ein Schnelldurchlauf für Einsteiger. In: Hansjürgens, B., Neßhöver, C., Schniewind, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen (= BFN-Skripten, Band 318). Bonn-Bad Godesberg, S. 36–52.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHEIN, M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Nottingham.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHEIN, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Frid, C., Raffaelli, D. G. (Hrsg.): Ecosystem ecology. A new synthesis. Cambridge, S. 110–139.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE (HLNUG) (o. J.): C-Faktor. Online verfügbar unter <https://www.hlnug.de/?id=8582>, zuletzt geprüft am 20.11.2018.
- JAEGER, J., ESSWEIN, H., SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. (2006): Measuring Landscape Fragmentation with the Effective Mesh Size meff. Online verfügbar unter <http://www.concordia.ca/content/dam/artsci/geography-planning->

- environment/docs/jaeger/publications/more2a-faltblatt\_engl.pdf, zuletzt geprüft am 21.11.2018.
- JOB, H., KRAUS, F. (2013): Regionalökonomische Effekte des Biosphärenreservats Rhön. Schlussbericht. Würzburg.
- KOETSE, M. J., BROUWER, R., VAN BEUKERING, P. J. H. (2015): Economic valuation methods for ecosystem services. In: Bouma, J. A., van Beukering, P. J. H. (Hrsg.): Ecosystem services. From concept to practice. Cambridge, S. 108–131.
- KOLBE, H. (2004): Wasserschutz und Ökologischer Landbau. 29. SIGÖL-Fortbildungskurs (04.03.2004). Bad Dübén.
- KOLBE, H. (2002): Wasserbelastung in Abhängigkeit von der Landnutzung. In: *Ökologie und Landbau* 122 (2), S. 34–35.
- KONOLD, W. (2006): Inwieweit trägt eine angepasste Landnutzung zum Hochwasserschutz bei? In: *LWF Wissen* 55, S. 17–23.
- LA NOTTE, A., D'AMATO, D., MÄKINEN, H., PARACCHINI, M. L., LIQUETE, C., EGOH, B. (2017): Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. In: *Ecological indicators* 74, S. 392–402.
- LA NOTTE, A., LIQUETE, C., GRIZZETTI, B., MAES, J., EGOH, B. N., PARACCHINI, M. L. (2015): An ecological-economic approach to the valuation of ecosystem services to support biodiversity policy. A case study for nitrogen retention by Mediterranean rivers and lakes. In: *Ecological indicators* 48, S. 292–302.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LFULG) (2016): Gefahrenabwehr bei Bodenerosion. Arbeitshilfe. Dresden.
- LANDESBETRIEB LANDWIRTSCHAFT HESSEN (2017): Aktuelle Strohpreise und Heupreise. Online verfügbar unter [https://www.proplanta.de/Markt-und-Preis/Agrarmarkt-Berichte/Aktuelle-Strohpreise-und-Heupreise-2017-KW-50\\_notierungen1513101786.html](https://www.proplanta.de/Markt-und-Preis/Agrarmarkt-Berichte/Aktuelle-Strohpreise-und-Heupreise-2017-KW-50_notierungen1513101786.html), zuletzt geprüft am 15.12.2018.
- LANDESTALSPERRENVERWALTUNG DES FREISTAATES SACHSEN (2017): Hochwasserrückhaltebecken Neuwürschnitz feierlich eingeweiht. Online verfügbar unter <https://www.medien-service.sachsen.de/medien/news/211560?page=2>, zuletzt geprüft am 20.11.2018.
- LANDRATSAMT UNTERALLGÄU (2017): Abgeschlossene Hochwasserschutzmaßnahmen im Unterallgäu. Mindelheim.
- LANDERS, D. H.; NAHLIK, A. M.; RHODES, C. R. (2016): The beneficiary perspective. Benefits and beyond. In: M. Potschin, M., Haines-Young, R. H., Fish, R., Turner, R. K. (Hrsg.): Routledge handbook of ecosystem services. London, New York, S. 74–87.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER RHEINLAND-PFALZ (LWK RLP) (2018): Kartoffeln. Online verfügbar unter <https://www.lwk-rlp.de/de/markt-statistik/marktbericht/marktbericht/news/detail/News/kartoffeln/>, zuletzt geprüft am 15.12.2018

- LIU, S., COSTANZA, R., FARBER, S., TROY, A. (2010): Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. In: *Annals of the New York Academy of Sciences* 1185, S. 54–78.
- MATTHEY, A., BÜNGER, B. (2018): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten - Kostensätze. Dessau-Roßlau.
- MATZDORF, B., REUTTER, M. (2014): Leistungen des Grünlandes – eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft. In: Schröter-Schlaack, C., Wittmer, H., Mewes, M., Schniewind, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop IV: Landwirtschaft (= BFN-Skripten, Band 359). Bonn-Bad Godesberg, S. 45–60.
- MATZDORF, B., REUTTER, M., HÜBNER, C. (2010): Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HN-Grünland (High Nature Value Grassland). Abschlussbericht. Münchenberg.
- MARZELLI, S., GRÊT-REGAMEY, A., MONING, C., RABE, S.-E., KOELLNER, T., DAUBE, S. (2014): Die Erfassung von Ökosystemleistungen. Erste Schritte für eine Nutzung des Konzepts auf nationaler Ebene für Deutschland. In: *Natur und Landschaft* 89 (2), S. 66–73.
- MAYER, J., MÄDER, P. (2016): Langzeitversuche - Eine Analyse der Ertragsentwicklung. In: Freyer, B. (Hrsg.): Ökologischer Landbau. Grundlagen, Wissensstand und Herausforderungen. Bern, S. 421–445.
- MERLIN, C. (2017): Tourismus und nachhaltige Regionalentwicklung in deutschen Biosphärenreservaten. Regionalwirtschaftliche Effekte touristischer Nachfrage Regionalwirtschaftliche Effekte touristischer Nachfrage und Handlungsspielräume der Destinationsentwicklung durch Biosphärenreservats-Verwaltungen untersucht in sechs Biosphärenreservaten (= Würzburger Geographische Arbeiten, Band 118). Würzburg.
- MEYER, M. (1996): Erprobung und Anwendung von Methoden zur einzugsgebietsbezogenen Modellierung der Phosphatdynamik terrestrischer Ökosysteme. Kiel.
- MEYERHOFF, J., ANGELI, D., HARTJE, V. (2012): Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity—The case of Germany. In: *Environmental Science & Policy* 23, S. 109–119.
- MEYERHOFF, J. (2012): Den Nutzen von Ökosystemleistungen sichtbar machen: Reisekosten- und Immobilienpreismethode; kontingente Bewertung. In: Hansjürgens, B., Neßhöver, C., Schniewind, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen (= BFN-Skripten, Band 318). Bonn-Bad Godesberg, S. 67–71.
- MICHEL, E., WALZ, U. (2012): Landschaftsstruktur und Artenvielfalt. Art- und lebensraumspezifische Untersuchungen am Fallbeispiel der Bodenbrüter. In: Strobl, J., Blaschke, T., Griesebner, G. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2012. Beiträge zum 24. AGIT-Symposium Salzburg. Berlin, S. 770–779.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being. Synthesis. Washington, DC.

- MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG, WEINBAU UND FORSTEN  
(MULEWF) RHEINLAND-PFALZ (2015): Umstellung auf ökologischen Landbau. Bernkastel-Kues.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND (TEEB DE) (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen. Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hannover, Leipzig.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND (TEEB DE) (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft. Eine Einführung. Ein Beitrag Deutschlands zum internationalen TEEB-Prozess. Münster-Hiltrup.
- NOHL, W. (2001): Ästhetische und rekreative Belange in der Landschaftsplanung. Teil 2: Entwicklung einer Methode zur Abgrenzung von ästhetischen Erlebnisbereichen in der Landschaft und zur Ermittlung zugehöriger landschaftsästhetischer Erlebniswerte. Kirchheim.
- NOLEPPA, S. (2017): Alternative ökologischer Landbau? Eine Analyse anhand ausgewählter ökonomischer und ökologischer Indikatoren (Vortrag). Würzburg, 12.04.2017.
- OFFENBERGER, M. (2018): Schlechte Noten im Fitness-Check: Gemeinsame Agrarpolitik verfehlt Ziele zum Erhalt der Biodiversität. In: *Anliegen Natur* 40 (2), S. 1–4.
- ORTSVERWALTUNG WOLTERDINGEN (2012): Hochwasserrückhaltebecken Wolterdingen. Online verfügbar unter <https://www.wolterdingen.de/index.php?ka=2&ska=101&idclm=30>, zuletzt geprüft am 20.11.2018.
- OSTERBURG, B., KÄTSCH, S., WOLFF, A. (2013): Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050 (= Thünen-Report, Band 13). Braunschweig.
- OSTERBURG, B., RÜHLING, I., RUNGE, T., SCHMIDT, T., SEIDEL, K., ANTONY, F., GÖDECKE, B., 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 Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig, S. 3–156.
- PANAGOS, P., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., LUGATO, E., MONTANARELLA, L. (2015): Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. In: *Land Use Policy* 48, S. 38–50.
- PASCUAK, U., MURADIAN, R., BRANDER, L., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., MARTIN-LOPEZ, B., VERMA, M. (2012): The Economics of Valuing Ecosystems Services and Biodiversity. In: TEEB (Hrsg.): The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economic foundations. Abingdon, New York.
- PIFFNER, L. (2012): Anpassungsfähig dank Vielfalt. In: *Ökologie und Landbau* 164 (4), S. 18–20.

- PIMENTEL, D., HARVEY, C., RESOSUDARMO, P., SINCLAIR, K., KURZ, D., MCNAIR, M. (1995): Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. In: *Science* 267 (5201), S. 1117–1123.
- PLIENINGER, T., TROMMLER, K., BIELING, C., GERDES, H., OHNESORGE, B., SCHAICH, H. (2014): Ökosystemleistungen und Naturschutz. In: Hampicke, U., Böcker, R., Konold, W. (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Weinheim, S. 1–14.
- POEPLAU, C., DON, A., VESTERDAL, L., LEIFELD, J., VAN WESEMAEL, B., SCHUHMACHER J., GENSIOR, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. In: *Global Change Biology* 17 (7), S. 2415–2427.
- POTSCHIN, M., HAINES-YOUNG, R. H. (2011): Ecosystem services. In: *Progress in Physical Geography* 35 (5), S. 575–594.
- POTSCHIN, M., HAINES-YOUNG, R. (2016): Defining and measuring ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R. H., Fish, R., Turner, R. K. (Hrsg.): *Routledge handbook of ecosystem services*. London, New York, S. 25–44.
- POTSCHIN, M., HAINES-YOUNG, R. (2017): From nature to society. Linking people and nature: Socio-ecological systems. In: Burkhard, B., Maes, J. (Hrsg.): *Mapping ecosystem services*. Sofia, S. 39–41.
- POTSCHIN, M., HAINES-YOUNG, R., C. GÖRG, U. HEINK, K. JAX, C. SCHLEYER (2018): Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. In: *Ecosystem Services* 29, S. 428-440.
- PRODUKTENBÖRSE WÜRZBURG (2017): Würzburg: Großhandelspreise – Getreide, Mühlenprodukte, Futtermittel und Ölsaaten. Online verfügbar unter [https://www.proplanta.de/Markt-und-Preis/Wuerzburger-Produktenboerse/Wuerzburg-Grosshandelspreise-vom-15-12-2017-Getreide-Muehlenprodukte-Futtermittel-und-Oelsaaten\\_notierungen1513363597.html](https://www.proplanta.de/Markt-und-Preis/Wuerzburger-Produktenboerse/Wuerzburg-Grosshandelspreise-vom-15-12-2017-Getreide-Muehlenprodukte-Futtermittel-und-Oelsaaten_notierungen1513363597.html), zuletzt geprüft am 15.12.2018
- RAUTHE, M., MALITZ, G., GRATZKI, A., BECKER, A. (2014): Starkniederschlag. In: Becker, P., Hüttl, R. (Hrsg.): *Forschungsfeld Naturgefahren*. Potsdam, Offenbach, S. 24–33.
- REMME, R. P., EDENS, B., SCHRÖTER, M., HEIN, L. (2015): Monetary accounting of ecosystem services. A test case for Limburg province, the Netherlands. In: *Ecological Economics* 112, S. 116–128.
- REUTTER, M., MATZDORF, B. (2013): Leistungen artenreichen Grünlands. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin, Heidelberg, S. 216-224.
- RING, I., MEWES, M. (2013): Ausgewählte Finanzmechanismen: Zahlungen für ÖSD und ökologischer Finanzausgleich. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin, Heidelberg, S. 167–177.
- SANDNER, E. (1999a): Biotisches Ertragspotential. In: Bastian, O., Schreiber, K.-F. (Hrsg.): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Heidelberg, Berlin, S. 206-212.

- SANDNER, E. (1999b): Bodenerosion durch Wasser. In: Bastian, O., Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Heidelberg, Berlin, S. 216-222.
- SCHÄFER, A. (2012): Den Nutzen von Ökosystemleistungen indirekt sichtbar machen: Ersatz-Schadens- und Vermeidungskosten. In: Hansjürgens, B., Neßhöver, C., Schniewind, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen (= BFN-Skripten, Band 318). Bonn-Bad Godesberg, S. 59–66.
- SCHMIDT, T., FRANKO, U., VOLK, M. (2001): Einfluss der Landnutzung auf die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (Hrsg.): 9. Gumpensteiner Lysimetertagung. Idning, S. 227-228.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2012): Das Konzept der Ökosystemleistungen. In: Hansjürgens, B., Neßhöver, C., Schniewind, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen (= BFN-Skripten, Band 318). Bonn-Bad Godesberg, S. 8–15.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2014): Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland. In: Schröter-Schlaack, C., Wittmer, H., Mewes, M., Schniewind, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop IV: Landwirtschaft (= BFN-Skripten, Band 359). Bonn-Bad Godesberg, S. 8–21.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C.; HANSJÜRGENS, B. (2014): Grundlagen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft. In: Schröter-Schlaack, C., Wittmer, H., Mewes, M., Schniewind, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop IV: Landwirtschaft (= BFN-Skripten, Band 359). Bonn-Bad Godesberg, S. 31–44.
- SCHÜLER, S. (2016): Ökosystemleistungen – ein Instrument des Umwelt- und Ressourcenmanagements in Deutschland? Begriffliche Grundlagen, ethische Motive und partizipative Handlungsstrategien (= Ökonomische Forschungsbeiträge zur Umweltpolitik, Band 8). Stuttgart.
- SCHUMACHER, W. (2014): Biodiversität extensiv genutzter Grasländer und ihre Erhaltung durch Integration in landwirtschaftliche Betriebe (= Schriftenreihe BLE, Band 34). Bonn.
- SCHUMACHER, W. (2012): Entwicklung, Erfolge und Perspektiven des Vertragsnaturschutzes in Nordrhein-Westfalen. Bonn.
- SCHUMACHER, W. (2007): Bilanz - 20 Jahre Vertragsnaturschutz. Vom Pilotprojekt zum Kulturlandschaftsprojekt NRW. In: *Naturschutz-Mitteilungen* 1, S. 21–28.
- SCHÜPBACH, B., JUNGE, X., BRIEGEL, R., LINDEMANN-MATTHIES, P., WALTER, T. (2009): Ästhetische Bewertung landwirtschaftlicher Kulturen durch die Bevölkerung (= ART-Schriftenreihe, Band 10). Ettenhausen.
- SCHWEPPE-KRAFT, B., GRUNEWALD, K. (2013): Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Natur. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Berlin, Heidelberg, S. 90–109.



- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., KAINZ, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart.
- SEIDEL, N. (2008): Untersuchung der Wirkung verschiedener Landnutzungen auf Oberflächenabfluss und Bodenerosion mit einem Simulationsmodell. Freiberg.
- SEUFERT, V., RAMANKUTTY, N., FOLEY, J. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. In: *Nature* 485 (7397), S. 229–232.
- SIEBRECHT, N., KAINZ, M., HÜLSBERGEN, K.-J. (2009): Anpassung bestehender Methoden zur Abschätzung der Bodenerosion an die Bedingungen des Ökologischen Landbaus. München.
- STADTBETRIEBE UNNA (o.J.): Hochwasserrückhaltebecken Bimberghof. Unna. Online verfügbar unter [http://www.stadtbetriebe-unna.de/fileadmin/stadtbetriebe-unna/pdf/Gewaesser/Hochwasser/150305\\_hrb-bimberghof-buergerinfo.pdf](http://www.stadtbetriebe-unna.de/fileadmin/stadtbetriebe-unna/pdf/Gewaesser/Hochwasser/150305_hrb-bimberghof-buergerinfo.pdf), zuletzt geprüft am 20.11.2018.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2018): Monatserhebung im Tourismus. Online verfügbar unter <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online/data;jsessionid=527AC976F6DFCB64F8DB523395F76CAB.reg1?operation=abrufabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1545150556455&auswahloperation=abrufabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&selectionname=45412-01-02-5&auswahltext=&werteabruf=Werteabruf>, zuletzt geprüft am 18.12.2018
- STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2018): Verbraucherpreise. Online verfügbar unter [https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Preise/Verbraucherpreisindizes/Tabellen/\\_VerbraucherpreiseKategorien.html?cms\\_gtp=145114\\_list%253D2%2526145112\\_list%253D2%2526145110\\_slot%253D2](https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Preise/Verbraucherpreisindizes/Tabellen/_VerbraucherpreiseKategorien.html?cms_gtp=145114_list%253D2%2526145112_list%253D2%2526145110_slot%253D2), zuletzt geprüft am 10.12.2018.
- STAUB, C., OTT, W., HEUSI, F., KLINGLER, G., JENNY, A., HÄCKI, M. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung (= Umwelt-Wissen, Band 1102). Bern.
- THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB) (2010): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Münster.
- THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB) (2012): The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economic foundations. Abingdon, New York.
- THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB) (2013): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität für kommunale und regionale Entscheidungsträger. Münster.
- THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB) (o. J.): Making Nature's Values Visible. Online verfügbar unter <http://www.teebweb.org/>, zuletzt geprüft am 02.07.2018.
- THIAW, I., MUNANG, R. (2012): RIO+20 outcomes recognize the value of biodiversity and ecosystems: Implications for global, regional and national policy. In: *Ecosystem Services* 1 (1), S. 121–122.

- TROEGEL, T. (2008): Ökologischer Landbau. Im Land Brandenburg, Deutschland, Europa und weltweit. In: *Zeitschrift für amtliche Statistik Berlin Brandenburg* 6, S. 20–69.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2011): Stickstoff. Zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Dessau-Roßlau.
- VAN BEUKERING, P. J. H., BROUWER, R., KOETSE, M. J. (2015): Economic values of ecosystem services. In: Bouma, J. A., van Beukering, P. J. H. (Hrsg.): *Ecosystem services. From concept to practice*. Cambridge, S. 89–107.
- WALLACE, K. J. (2007): Classification of ecosystem services. Problems and solutions. In: *Biological Conservation* 139 (3-4), S. 235–246.
- WALZ, U. (2015): Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. In: *Ecological Modelling* 295, S. 88–106.
- WERKING-RADTKE, J., KÖNIG, H. (2011): Wirkung von Vertragsnaturschutz und Agrarumweltmaßnahmen. Landesweite Analyse des NRW-Programmes „Ländlicher Raum“ zur Biodiversität im Grünland auf Basis der Ökologischen Flächenstichprobe. In: *Natur in NRW* 3, S. 28–32.
- WUNDER, S. (2015): Revisiting the concept of payments for environmental services. In: *Ecological Economics* 117, S. 234–243.