

# **Bewertung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz am Beispiel eines Auwalds in Hessen**

Abschlussarbeit zur Erlangung des akademischen Grades  
„Master of Science“ (M.Sc.) im Studiengang Umweltwissenschaften

vorgelegt von

**Nina-Christin Barth**

geb. am 19. Juni 1987 in Künzelsau

**Fachbereich 11, Institut für Physische Geographie  
an der Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main**

**Erstgutachterin: Prof. Dr. Petra Döll**

**Zweitgutachter: Prof. Dr. Jörg Oehlmann**

**Abgabe der Arbeit: Oktober 2014**

## **Eigenständigkeitserklärung**

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die im Literaturverzeichnis angegebenen Quellen benutzt habe.

Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder noch nicht veröffentlichten Quellen entnommen sind, sind als solche kenntlich gemacht.

Die Zeichnungen oder Abbildungen in dieser Arbeit sind von mir selbst erstellt worden oder mit einem entsprechenden Quellennachweis versehen.

Diese Arbeit ist in gleicher oder ähnlicher Form noch bei keiner anderen Prüfungsbehörde eingereicht worden.

Karlsruhe, den 28. Oktober 2014

N. Barth

(Unterschrift)

## Abstract

Die „Bulau“ ist ein etwa 604 Hektar großer Auwald in Hessen, Deutschland, der bei Hochwasser zum Schutz der flussabwärts gelegenen Anwohner der Stadt Hanau beiträgt. Neben der Regulierung des Direktabflusses sorgt bei Hochwasser vor allem die Zwischenspeicherung von ausuferndem Wasser in der Fläche für eine Reduktion der Abflussspitze. Dieser natürliche Hochwasserschutz ist eine sogenannte „Ökosystemdienstleistung“, die einen positiven Beitrag zum Wohlbefinden des Menschen leistet. Ziel der Masterarbeit ist es, die Ökosystemdienstleistung „Hochwasserschutz“ der Bulau möglichst umfassend darzustellen und zu bewerten. Hierfür existiert allerdings kein einheitliches Konzept. Für diese Arbeit wird als Leitfaden die Kaskade nach TEEB (2010a) ausgewählt. Dementsprechend werden zunächst die „biophysikalischen Strukturen und Prozesse“ im Ökosystem dargestellt, die zur Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung führen. Daraus wird eine „Ökosystemfunktion“ abgeleitet und mithilfe ausgewählter Indikatoren quantifiziert. Im nächsten Schritt werden die positiven Auswirkungen auf das Wohlbefinden des Menschen, der „Benefit“, beschrieben. Der eigentliche „Wert“ der Ökosystemdienstleistung wird in eine ökonomische, soziale und ökologische Dimension unterteilt. Zur Darstellung des ökonomischen Werts werden sowohl die Ersatzkosten ermittelt, als auch der potentielle, vermiedene Vermögensschaden aufgrund der Schutzleistung des Auwalds berechnet. Die Kosten für technische Hochwasserschutzanlagen mit derselben Retentionsleistung wie das Ökosystem (Ersatzkosten) betragen über 68 Mio. EUR (bzw. 1.880 EUR/ha/a). Darüber hinaus vermeidet der Auwald bei einem 10-jährlichen Hochwasser einen potentiellen Vermögensschaden von mindestens 26 Mio. EUR (bzw. 4.279 EUR/ha/a). Der Vermögensschaden wurde ohne eine Modellierung, nur mithilfe der Daten der Hochwassergefahren- bzw. Hochwasserrisikokarten mit einem Geographischen Informationssystem berechnet. Durch die soziale Dimension des Werts der Ökosystemdienstleistung wird wiederum diskutiert, wie stark der Hochwasserschutz überhaupt nachgefragt wird bzw. wie verletzlich die Region ist. Mithilfe der ökologischen Dimension wird abschließend bewertet, ob die Ökosystemdienstleistung noch erhöht werden kann und inwiefern die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung auch in Zukunft sichergestellt ist. Dazu werden Stressoren identifiziert und eine Szenarioanalyse durchgeführt. Zusammenfassend zeigte sich, dass die hier verwendeten Elemente der Kaskade eine gute Grundlage bilden, um die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz möglichst umfassend darzustellen. Diskutiert werden jedoch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse, die Definition einheitlicher Vorgehensweisen für die ökonomische Bewertung und der „Gesamtwert“ der Ökosystemdienstleistung.

The "Bulau" is a riparian forest of approximately 604 hectares in Hesse, Germany, which helps to protect downstream Hanau residents from floodwater. The ecosystem regulates the direct runoff and more importantly, stores spare flood waters which reduces the peak of a flood wave. This kind of natural flood protection is a so-called "ecosystem service", which contributes to human well-being. The aim of this thesis is to assess and value the ecosystem service "flood protection" of the Bulau. However, a standardised approach does not exist. Therefore the cascade by TEEB (2010a) is selected as a guideline for this work. According to this cascade, first the "biophysical structures and processes" that lead to the provision of the ecosystem service will be presented. Then an "ecosystem function" will be derived from this and will be quantified through key indicators. In the next step, the "Benefit" will be described, illustrating the positive impact of the ecosystem service on human well-being. The actual "value" of the ecosystem service is finally divided into an economic, social and ecological dimension. To illustrate the economic value the replacement costs are calculated, as well as the potentially avoided damage costs due to the protection through the riparian forest. The costs of a comparable technical flood protection facility with the same retention performance as the ecosystem amount to 68 million EUR (1,880 EUR/ha/a). In addition, the flood protection of the riparian forest avoids a potential financial loss of at least 26 million EUR in case of a 10-year flood (4,279 EUR/ha/a). The avoided damage costs were calculated with a geographic information system using only the data of the flood hazard and flood risk maps, and without modeling. With regard to the social dimension of the value this thesis will discuss to what extent the flood protection service is demanded and how vulnerable the region is to flood damage. The ecological dimension will assess whether the ecosystem performance can be increased and if the provision of the ecosystem service is ensured for the future as well. For this stressors will be identified and a scenario analysis will be carried out. In conclusion the elements of the cascade and the chosen valuation methods used here provide a good basis to assess and evaluate the ecosystem service flood protection. However, the comparability of the results are discussed, as well as the definition of standardised approaches for the economic valuation and the "total value" of the ecosystem service.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Eigenständigkeitserklärung</b> .....	<b>i</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>ii</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	<b>iv</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>vi</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>vii</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>ix</b>
<b>1. Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Vorstellung des Ökosystemdienstleistungsansatzes</b> .....	<b>2</b>
2.1. Definition des Begriffs Ökosystemdienstleistung .....	3
2.2. Kategorien von Ökosystemdienstleistungen.....	4
2.3. Definition der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz .....	5
2.4. Erfassung einer Ökosystemdienstleistung .....	7
2.5. Ziele der Erfassung von Ökosystemdienstleistungen.....	8
2.5.1. Ziele der Masterarbeit.....	9
<b>3. Vorstellung des Untersuchungsgebiets</b> .....	<b>10</b>
3.1. Lage und Naturraum .....	10
3.2. Geologie und Boden .....	13
3.3. Die Kinzig .....	15
3.3.1. Hochwassersituation .....	16
<b>4. Biophysikalische Strukturen und Prozesse</b> .....	<b>23</b>
<b>5. Die Ökosystemfunktion</b> .....	<b>28</b>
5.1. Quantifizierung der Ökosystemfunktion.....	28
5.1.1. Quantifizierung des Retentionsvolumens .....	29
5.1.2. Quantifizierung der Regulierung des Direktabflusses.....	35
5.1.3. Zusammenfassung der quantifizierten Zustandsindikatoren.....	36
<b>6. Der Benefit</b> .....	<b>37</b>
<b>7. Der Wert der Ökosystemdienstleistung</b> .....	<b>40</b>

7.1. Ökonomische Dimension.....	41
7.1.1. Berechnung der Ersatzkosten.....	43
7.1.2. Berechnung des vermiedenen Schadens .....	51
7.1.3. Diskussion der Ergebnisse aus beiden Methoden.....	68
7.2. Soziale Dimension .....	73
7.2.1. Beispiele .....	73
7.3. Ökologische Dimension .....	75
7.3.1. Beispiele .....	76
7.3.2. Bewertung der ökologischen Dimension am Beispiel der Bulau.....	78
<b>8. Schlussfolgerungen und Ausblick.....</b>	<b>80</b>
<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>92</b>
<b>Anhang .....</b>	<b>100</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Vereinfachte Form der Kaskade aus TEEB (2010a) .....	2
Abb. 2: Regulierende Leistungen von Auenökosystemen .....	6
Abb. 3: Lage der Bulau und Verlauf der Kinzig bis zur Mündung in den Main .....	11
Abb. 4: Links: Die Bulau und die Kinzig Anfang Februar 2014. Rechts: Die Bulau Ende April 2014 .....	11
Abb. 5: Landnutzungsarten in der Bulau .....	12
Abb. 6: Die wichtigsten Bodentypen der Bulau .....	14
Abb. 7: Das Einzugsgebiet der Kinzig mit den Städten Steinau, Gelnhausen und Hanau .....	15
Abb. 8: Lage der Pegel Hanau und Gelnhausen entlang der Kinzig .....	16
Abb. 9: Abflussregime an den Pegeln Hanau und Gelnhausen (jeweils 1988-2012) .....	18
Abb. 10: Mittlerer monatlicher Abfluss (MQm) und mittlerer monatlicher Hochwasserabfluss (HQm) von 1988-2012 der Pegel Hanau und Gelnhausen .....	19
Abb. 11: Abflussspitzen der elf größten Hochwasser der Pegel Hanau und Gelnhausen .....	20
Abb. 12: Überschwemmungsflächen innerhalb der Bulau und flussabwärts des Auwalds bis zur Mündung der Kinzig in den Main für ein $HQ_{10}$ , $HQ_{100}$ und $HQ_{ex}$ .....	22
Abb. 13: Schematischer Ablauf und Zusammensetzung einer Hochwasserwelle .....	24
Abb. 14: Eine mit Wasser gefüllte Mulde in der Bulau .....	26
Abb. 15: Überschwemmungsbereich und Einstautiefen in der Bulau ( $HQ_{10}$ , $HQ_{100}$ und $HQ_{ex}$ ) .....	31
Abb. 16: Ausschnitt aus der Kaskade nach TEEB (2010a) unter Berücksichtigung der ökonomischen, sozialen und ökologischen Dimension .....	38
Abb. 17: Überschwemmungsgebiet und Wassertiefen im Bereich der Bulau und im Gebiet flussabwärts bis zur Mündung der Kinzig in den Main bei einem $HQ_{10}$ , $HQ_{100}$ und $HQ_{ex}$ .....	54
Abb. 18: Überschwemmungsbereich und Wassertiefen bei einem $HQ_{10}$ im Ist-Zustand (mit Bulau) und für das Alternativszenario (ohne Bulau) .....	56
Abb. 19: Einteilung von Hochwasserschäden nach Smith & Ward (1998) .....	58
Abb. 20: Schadensfunktionen für das Kapital der Kategorie Siedlung immobil und mobil in Abhängigkeit der Wassertiefe .....	59
Abb. 21: Potentieller Vermögensschaden bei einem $HQ_{10}$ für Ist-Zustand und Alternativszenario .....	65
Abb. 22: Im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigte Elemente bei der Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz mit Beschreibung .....	81
Abb. Anhang 1: Feldkapazitäten in der Bulau .....	101
Abb. Anhang 2: Nutzbare Feldkapazitäten in der Bulau .....	102
Abb. Anhang 3: Module des GIS-basierten Tools der IKSR .....	107
Abb. Anhang 4: Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten .....	107

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Informationen zu den Pegelstationen Hanau und Gelnhausen .....	17
Tab. 2: $HQ_{100}$ , $HQ_{50}$ , $HQ_{10}$ und $HQ_5$ der Pegel Hanau und Gelnhausen .....	20
Tab. 3: Oberirdische Retentionsvolumina der Bulau bei einem $HQ_{10}$ , $HQ_{100}$ und $HQ_{ex}$ .....	30
Tab. 4: Übersicht der Kennwerte zum Wasser- und Lufthaushalt .....	33
Tab. 5: Grundwasserneubildungsrate, Evapotranspiration und Direktabfluss in der Bulau .....	36
Tab. 6: Übersicht der quantifizierten Zustandsindikatoren zur Darstellung der Ökosystemfunktion der Bulau. .	37
Tab. 7: Darstellung der ökonomischen, sozialen und ökologischen Dimension des Benefits am Beispiel der Ökosystemdienstleistung „Bereitstellung von Fisch“ .....	38
Tab. 8: Darstellung der ökonomischen und sozialen Dimension des Benefits der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz .....	39
Tab. 9: Unterschiede und Ergebnisse aus der Berechnung der Ersatzkosten in Leschine et al. (1997) und Ming et al. (2006). .....	46
Tab. 10: (Geplante) Hochwasserschutzanlagen im Einzugsgebiet der Kinzig .....	48
Tab. 11: Retentionsvolumina und Ersatzkosten der Bulau für verschiedene Hochwasser .....	49
Tab. 12: Retentionsvolumina der Bulau und Ersatzkosten in [EUR/ha/a] für die statistischen Hochwasser $HQ_{10}$ , $HQ_{100}$ und $HQ_{ex}$ .....	50
Tab. 13: Retentionsvolumina der Bulau und Überschwemmungsvolumina des flussabwärts gelegenen Gebiets für ein $HQ_{10}$ , $HQ_{100}$ und $HQ_{ex}$ .....	53
Tab. 14: Annahmen für Ist-Zustand und Alternativszenario sowie Vergleich der Wasservolumina zur Berechnung des potentiellen, vermiedenen Schadens bei einem $HQ_{10}$ .....	57
Tab. 15: Schadensfunktionen zur Berechnung des potentiellen Vermögensschadens .....	60
Tab. 16: Spezifische Vermögenswerte verschiedener Landnutzungskategorien für Hessen .....	62
Tab. 17: Potentieller Vermögensschaden bei einem $HQ_{10}$ entlang der Kinzig für das Gebiet flussabwärts der Bulau bis zur Mündung in den Main für Ist-Zustand und Alternativszenario .....	64
Tab. 18: Im Rahmen dieser Arbeit vernachlässigte Schäden bei der Berechnung des potentiellen, vermiedenen Schadens .....	67
Tab. 19: Ersatzkosten bzw. vermiedener Schadenswert der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz von Feuchtgebieten („ <i>wetland</i> “) im Inland .....	69
Tab. 20: Vergleich von Grundwasserneubildungsrate, Evapotranspiration und Direktabfluss in der Bulau im Ist-Zustand mit drei verschiedenen Landnutzungsszenarien .....	78
Tab. 21: Aspekte, die bei der Berechnung der Ersatzkosten variieren und Vorschläge zur Definition einheitlicher Vorgaben.....	84
Tab. 22: Aspekte, die bei der Berechnung des vermiedenen Schadens variieren und Vorschläge für einheitliche Vorgaben.....	85

Tab. Anhang 1: Übersicht der Bodentypen in der Bulau und ausgewählte Bodeneigenschaften .....	100
Tab. Anhang 2: Mittelwert, Standardabweichung und Schiefe zur Berechnung der Hochwasser unterschiedlicher Jährlichkeit .....	103
Tab. Anhang 3: k-Werte zur Berechnung der Hochwasser unterschiedlicher Jährlichkeit .....	103
Tab. Anhang 4: Codierung der Landnutzungsinformationen .....	105
Tab. Anhang 5: Eingaben im Raster-Calculator zur Berechnung des potentiellen Vermögensschadens .....	106

## Abkürzungsverzeichnis

<i>BFD 50</i>	Themenkarten der Bodenflächendaten 1:50.000
<i>BK 25</i>	Digitale Bodenkarte von Hessen 1:25.000
<i>CICES</i>	Common International Classification of Ecosystem Services
<i>FFH</i>	Fauna-Flora-Habitatrichtlinie
<i>FK</i>	Feldkapazität
<i>HHW</i>	Höchster bisher registrierter Wasserstand
<i>HLUG</i>	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
<i>HQ<sub>ex</sub></i>	Extremhochwasser
<i>HQ<sub>m</sub></i>	Mittlerer monatlicher Hochwasserabfluss
<i>HQ<sub>x</sub></i>	x-jährliches Hochwasser
<i>HWGK</i>	Hochwassergefahrenkarte
<i>HWRK</i>	Hochwasserrisikokarte
<i>IKSR</i>	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
<i>MA</i>	Millennium Ecosystem Assessment
<i>MQ<sub>m</sub></i>	Mittlerer monatlicher Abfluss
<i>nFK</i>	Nutzbare Feldkapazität
<i>Q</i>	Abfluss
<i>Q<sub>max</sub></i>	Maximalabfluss
<i>Q<sub>med</sub></i>	Mittlerer, jährlicher Hochwasserabfluss
<i>Q<sub>O</sub></i>	Oberflächenabfluss
<i>S</i>	Retentionsvolumen
<i>t</i>	dimensionsloser Abflusskoeffizient
<i>T</i>	Index der Retention
<i>TEEB</i>	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
<i>W</i>	Wasserstand
<i>WHG</i>	Wasserhaushaltsgesetz
<i>WTP</i>	Willingness to pay = Ermittlung der Zahlungsbereitschaft

### Einheiten

<i>a</i>	Jahr
<i>dm</i>	Dezimeter
<i>EUR</i>	Euro
<i>h</i>	Stunde
<i>ha</i>	Hektar
<i>hPa</i>	Hektopascal
<i>km<sup>2</sup></i>	Quadratkilometer
<i>l</i>	Liter
<i>m ü. NN</i>	Meter über dem Meeresspiegel (bzw. Normalnull)
<i>m<sup>2</sup></i>	Quadratmeter
<i>m<sup>3</sup></i>	Kubikmeter
<i>mm</i>	Millimeter
<i>USD</i>	US-Dollar
<i>Vol.-%</i>	Volumenprozent
<i>μm</i>	Mikrometer

## 1. Einleitung

*“Historically, there has been a lack of understanding of the multiple values of water and wetlands. The values of these ecosystems have seldom been adequately acknowledged or taken into account in the policy making and private decision making processes. This has been a contributing factor to the continuous loss and degradation of water-related ecosystems and wetlands that we are experiencing. Improving awareness on the importance and values of nature is crucial for better governance as a way to support conservation, wise use and restoration of wetlands, while helping achieve development objectives” (Russi et al. 2013: 20).*

Der Wert eines Ökosystems, wie z.B. eines Auwalds, resultiert für den Menschen aus der Bereitstellung von verschiedenen Ökosystemdienstleistungen. Ökosystemdienstleistungen werden definiert als „Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen“ (Haines-Young & Potschin 2009: i). Beispiele für die Ökosystemdienstleistungen eines Auwalds sind u.a. die Bereitstellung von Holz, der Schutz vor Hochwasser, die Regulierung des Klimas durch die Speicherung von Kohlenstoff, aber auch die Filtration und Bereitstellung von Trinkwasser oder die Nutzung der Aue als Erholungsraum (MA 2005a: 2). Die meisten dieser Ökosystemdienstleistungen werden als eine Art „Gratisleistung“ der Natur verstanden und oftmals nicht gesondert beachtet oder berücksichtigt (Götzl et al. 2011: 9, Scholz et al. 2012: 21). In der Konsequenz weichen Auen für vermeintlich attraktivere und lukrativere Nutzungsformen, wie die Landwirtschaft, die Ausweitung von Siedlungsflächen oder den Abbau von Torf (Brander et al. 2013: 95). Der globale Wandel und die ökonomische Entwicklung haben in den vergangenen Jahrzehnten vor allem durch die exponentiell gestiegene Nachfrage nach Ressourcen den Druck auf Ökosysteme so stark erhöht, wie nie zuvor. Die Folge daraus ist, dass sich nicht nur Auen sondern zahlreiche Ökosysteme weltweit in einem degradierten Zustand befinden. Dies beeinträchtigt die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen, mit negativen Auswirkungen auf das Wohlbefinden unserer Gesellschaft (MA 2005b: 1 ff.).

Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, sollen die positiven Auswirkungen intakter Ökosysteme in den Blickpunkt der Gesellschaft gerückt werden, indem der Fokus auf die Bedeutung der Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen gelenkt wird. Das Ziel ist, durch eine Erfassung dieser Leistungen den Grundstein für eine nachhaltige Nutzung von Ökosystemen anzustreben, um Ökosystemdienstleistungen auch in Zukunft zu erhalten und das Wohlergehen des Menschen sicherzustellen (Götzl et al. 2011: 9). Als Grundlage werden dafür Studien benötigt, die den Wert von Ökosystemen und einzelnen Ökosystemdienstleistungen untersuchen und erfassen (Brander et al. 2013: 96). Hier setzt die vorliegende Masterarbeit an. Am Beispiel des Auwalds „Bulau“ in Hessen, Deutschland, soll die Ökosystemdienstleistung „Hochwasserschutz“ erfasst und bewertet werden.

## 2. Vorstellung des Ökosystemdienstleistungsansatzes

Eine Ökosystemdienstleistung kann als Schnittstelle zwischen Ökosystem und Gesellschaft verstanden werden. Die Strukturen und Prozesse eines Ökosystems führen zur Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen, wobei die Benefits dieser Leistungen wiederum das Leben des Menschen durch die Erfüllung von Bedürfnissen und Wünschen positiv verändern. Dementsprechend wird den einzelnen Ökosystemdienstleistungen ein bestimmter Wert zugeordnet (TEEB 2010a). Es besteht folglich eine dynamische Beziehung zwischen Ökosystem und Gesellschaft (MA 2005b: v, Haines-Young & Potschin 2009: 15). Beispielsweise verstärkt eine Zunahme der internationalen Nachfrage nach Holzprodukten den Druck auf regionale Waldökosysteme und führt gegebenenfalls zu einem Verlust an Waldfläche entlang eines nicht geschützten lokalen Flussabschnitts. Daraus resultieren ein höherer Oberflächenabfluss und eine geringere hydraulische Rauigkeit. Beides verstärkt wiederum das Ausmaß eines Hochwassers, sodass letztendlich die Nachfrage nach Holz Veränderungen in einem lokalen Ökosystem verursacht und die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz beeinträchtigt. Die Konsequenz ist, dass flussabwärts größere Überschwemmungsschäden entstehen und das Wohlbefinden der dort lebenden Menschen negativ beeinflusst wird (Götzl et al. 2011: 11). In Abb. 1 ist eine vereinfachte Form der Kaskade aus TEEB (2010a) dargestellt. Die Kaskade veranschaulicht die Einordnung der Ökosystemdienstleistung zwischen Ökosystem und Gesellschaft und stellt verschiedene Elemente vor, die für die Erfassung einer Ökosystemdienstleistung relevant sind.

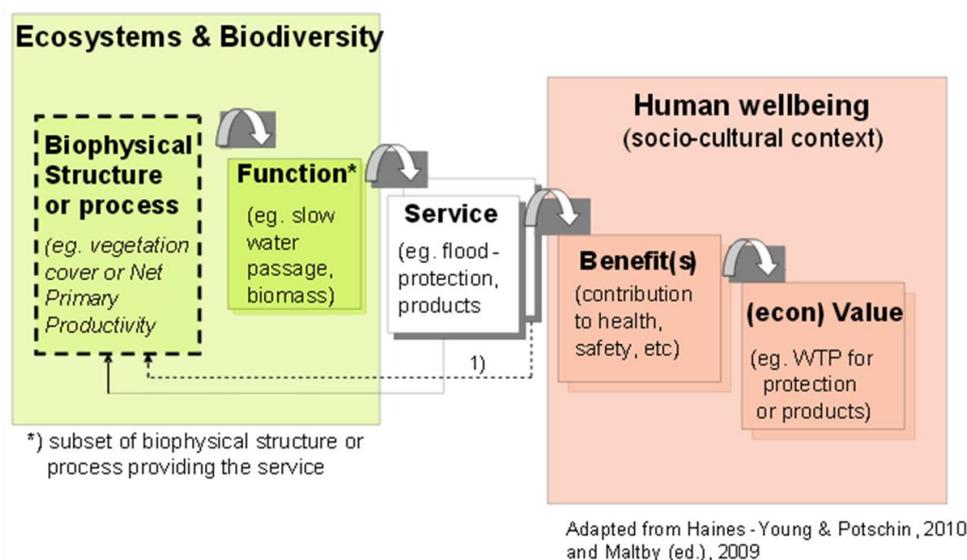


Abb. 1: Vereinfachte Form der Kaskade aus TEEB (2010a). WTP = willingness to pay; Ermittlung der Zahlungsbereitschaft. Quelle: TEEB 2010a: 11, Abb. 4, verändert.

Nach dieser Kaskade setzt die Erfassung einer Ökosystemdienstleistung zunächst voraus, dass das Ökosystem näher betrachtet wird. Dazu werden die biophysikalischen Strukturen und Prozesse im Ökosystem beschrieben, die der Ökosystemdienstleistung zugrunde liegen. Die zentralen biophysika-

lischen Strukturen und Prozesse werden daraufhin zu einer Ökosystemfunktion zusammengefasst (vgl. TEEB 2010a: 15, Abb. 5). Auf Seiten der Gesellschaft werden der Benefit, das heißt, die positive Veränderung des Wohlbefindens des Menschen durch die Erfüllung von Bedürfnissen und Wünschen, und der Wert der Ökosystemdienstleistung berücksichtigt (TEEB 2010a, TEEB 2014). Für die umfassende Darstellung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz wird im Rahmen dieser Arbeit jedes dieser vier Elemente, neben der Ökosystemdienstleistung, betrachtet.

## 2.1. Definition des Begriffs Ökosystemdienstleistung

Der Begriff „Ökosystemdienstleistung“ wurden Cork et al. (2001) zufolge erstmals im Jahr 1970 in der „*Study of Critical Environmental Problems*“ (SCEP 1970) verwendet (Haines-Young & Potschin 2010: 111). Trotzdem existieren in der Literatur immer noch zahlreiche unterschiedliche Definitionen. Nach Fisher et al. (2009) stammen die am häufigsten verwendeten Definitionen von Daily (1997), Costanza et al. (1997) und aus dem Millennium Ecosystem Assessment (MA) (MA 2005b):

*“The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life”* (Daily 1997).

*“The benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions”* (Costanza et al. 1997).

*“The benefits people obtain from ecosystems”* (MA 2005b).

Das MA ist eine von den Vereinten Nationen initiierte Studie und gilt als eine der bisher umfassendsten Wissenssammlungen zum Thema Ökosystemdienstleistungen. Das Ziel der Studie war, die Auswirkungen von Umweltveränderungen und einer veränderten Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen auf die Gesellschaft zu untersuchen (Haines-Young & Potschin 2010: 111, MA 2005a: iv). Eine weitere wichtige Studie ist „*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*“ (TEEB), mit einem Schwerpunkt auf den Möglichkeiten der ökonomischen Bewertung von Ökosystemdienstleistungen. In TEEB (2010a) wird eine Ökosystemdienstleistung definiert als:

*“[...] the direct and indirect contributions of ecosystems to human well-being”* (TEEB 2010a: 19).

Anhand der verschiedenen Definitionen werden die grundlegenden Diskussionspunkte deutlich. Diskutiert wird vor allem die Unterscheidung und Abgrenzung der Begriffe „Ökosystemfunktion“, „Ökosystemdienstleistung“ und „Benefit“. Im Gegensatz zu TEEB (2010a) (aber auch zu Boyd & Banzhaf (2007) oder Fisher & Turner (2008)), werden Ökosystemdienstleistungen im MA als Benefits verstanden, es wird nicht zwischen der Leistung und dem Benefit unterschieden (TEEB 2010a: 19). Weiterhin wird diskutiert, ob die Ökosystemdienstleistungen noch einmal unterteilt werden sollen, z.B. in im-

materielle Services (indirekte Leistungen), wie den Hochwasserschutz, und materielle Güter (direkte Leistungen), wie Holz. Dies ist beispielsweise bei Brown et al. (2007) der Fall (Brown et al. 2007, zitiert nach Haines-Young & Potschin 2009: 9, Abb. 2.1). Das MA (2005b) oder De Groot et al. (2002) unterteilen Ökosystemdienstleistungen hingegen nicht erneut in materielle und immaterielle Leistungen. Auch wenn sich die Definitionen unterscheiden, haben alle gemeinsam, dass Ökosystemdienstleistungen zum Wohlergehen des Menschen beitragen. Haines-Young & Potschin (2009) definieren Ökosystemdienstleistungen daher als:

"[...] *the contributions that ecosystems make to human well-being*" (Haines-Young & Potschin 2009: i).

In Anlehnung an diese Definition wird im Rahmen dieser Arbeit unter einer Ökosystemdienstleistung, der Beitrag eines Ökosystems zum Wohlergehen des Menschen verstanden (Haines-Young & Potschin 2009: i).

## 2.2. Kategorien von Ökosystemdienstleistungen

Ökosystemdienstleistungen werden in verschiedene Kategorien eingeteilt (MA 2005a: 2, Tab. 1, Götzl et al. 2011: 9, Haines-Young & Potschin 2009: 10, CICES 2013: iii, Tab. 1):

- (1) Versorgungsleistungen (*provisioning services*), wie die Bereitstellung von Nahrungsmitteln oder Brennstoffen,
- (2) Regulierende Leistungen (*regulating services*), wie die Regulierung des Klimas, die Luftreinigung oder den Hochwasserschutz,
- (3) Kulturelle Leistungen (*cultural services*), die Befriedigung von kulturellen oder spirituellen Bedürfnissen der Menschen, wie z.B. die Erholung in der Natur.

Im MA wird noch eine vierte Kategorie vorgeschlagen, die „Unterstützenden Basisleistungen“ („*Supporting services*“), die den Kategorien (1) bis (3) zugrunde liegen und z.B. die Bodenbildung oder Stoffkreisläufe, wie die Photosynthese, umfassen (MA 2005b: v f.). Vielfach werden jedoch die „Basisleistungen“ als eigenständige Kategorie kritisiert (Götzl et al. 2011: 14, CICES 2013). Basisleistungen seien ein Synonym für die Ökosystemstrukturen und -prozesse, die hinter den Ökosystemdienstleistungen stehen (Haines-Young & Potschin 2009: ii). Beispielsweise basiert die Ökosystemdienstleistung „Bereitstellung von Holz“ auf dem Prozess der Photosynthese, wodurch der Holzzuwachs erst möglich wird. Die eigentliche Ökosystemdienstleistung, die der Mensch direkt nutzt, ist aber das Holz. Trotzdem ist es genauso wichtig zu kommunizieren, was zur Bereitstellung des Holzes führt, nämlich die Photosynthese. Diese repräsentiert in der Logik des Ökosystemdienstleistungsansatzes jedoch den biophysikalischen Prozess, welcher der Ökosystemdienstleistung, die einen direkten Nutzen für den Menschen hat, zugrunde liegt. Werden sowohl das Holz als auch die Photosynthese als

Ökosystemdienstleistungen betrachtet, besteht die Gefahr des Doppelzählens, da der Wert der ökologischen Strukturen und Prozesse (Photosynthese) in der Ökosystemdienstleistung Holz bereits mit inbegriffen ist (Haines-Young & Potschin 2009: 15). Die ökologischen Strukturen und Prozesse bzw. die Ökosystemfunktion werden als Elemente bei der Erfassung einer Ökosystemdienstleistung genauso berücksichtigt (vgl. Abb. 1) und können sogar separat bewertet werden (folgt in Kapitel 7.3), stellen aber keine eigene Ökosystemdienstleistung dar. TEEB (2010a) weist ebenfalls eine vierte Kategorie aus, jedoch die der *“Habitat services”*: “[...] to highlight the importance of ecosystems to provide habitat for migratory species (e.g. as nurseries) and gene-pool “protectors” (e.g. natural habitats allowing natural selection processes to maintain the vitality of the gene pool)” (TEEB 2010a: 19).

Ungeachtet der Diskussion bezüglich der unterschiedlichen Kategorien gehört die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz, die hier betrachtet wird, zu den *“Regulierenden Leistungen”*: *“Regulating Services are the services that ecosystems provide by acting as regulators e.g. regulating the quality of air and soil or by providing flood and disease control”* (TEEB 2010b: 34). Haines-Young & Potschin (2009) definieren eine regulierende Ökosystemdienstleistung als: *“An ecosystem service that affects the ambient environment of people in ways that affects their health or security, or which substitutes for the work they would have to do to control that ambient environment for themselves”* (Haines-Young & Potschin 2009: 82).

### **2.3. Definition der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz**

Genauso wie die Definition des Begriffs Ökosystemdienstleistung oder die Aufstellung verschiedener Kategorien von Ökosystemdienstleistungen noch diskutiert wird, gibt es ebenfalls Diskussionen darüber, welche Ökosystemdienstleistungen überhaupt existieren und als solche definiert werden sollen (vgl. z.B. Daily 1997; Boyd & Banzhaf 2007; Wallace 2008; Costanza 2008; Fisher et al. 2009). In TEEB (2010a) heißt es dazu relativ pragmatisch, eventuell sei dies aufgrund der großen Vielfalt, in welcher Ökosysteme das menschliche Leben unterstützen und zum Wohlergehen beitragen, auch gar nicht möglich (TEEB 2010a: 10). Für die Ökosystemdienstleistung, die hier als Hochwasserschutz bezeichnet wird, gibt es daher verschiedene Bezeichnungen. Oftmals wird der Hochwasserschutz nur als ein Beispiel für eine weiter gefasste Ökosystemdienstleistung aufgeführt. Nach dem MA ist Hochwasserschutz ein Beispiel der Ökosystemdienstleistung *„Natural hazard regulation“* (MA 2005a: 2, Tab. 1) (vgl. Abb. 2).

Services	Comments and Examples
<b>Regulating</b>	
Climate regulation	source of and sink for greenhouse gases; influence local and regional temperature, precipitation, and other climatic processes
Water regulation (hydrological flows)	groundwater recharge/discharge
Water purification and waste treatment	retention, recovery, and removal of excess nutrients and other pollutants
Erosion regulation	retention of soils and sediments
Natural hazard regulation	flood control, storm protection
Pollination	habitat for pollinators

Abb. 2: Regulierende Leistungen von Auenökosystemen. Quelle: MA 2005a: 2, Tab. 1.

Auch in TEEB (2010a) ist der Hochwasserschutz nur ein Beispiel für die Ökosystemdienstleistung „*Moderation of extreme events*“ und in Brauman et al. (2007) für eine Ökosystemdienstleistung, die als „*Water damage mitigation*“ bezeichnet wird (TEEB 2010a: 21, Tab. 3, Brauman et al. 2007: 73, Abb. 3). In Posthumus et al. (2010) wird hingegen nur die „Hochwasserretention“ untersucht.

Auch im Rahmen dieser Arbeit wird gezielt nur eine einzelne Ökosystemdienstleistung betrachtet und zwar der Hochwasserschutz. Nach Dittrich & Worm (2006) ist das Ziel von Hochwasserschutz „[...] für die Sicherheit von Menschen, Flora, Fauna und Sachgegenständen zu sorgen“ (Dittrich & Worm 2006: 5). Zukunftsweisender Hochwasserschutz besteht in Deutschland aus drei Säulen und setzt sich aus technischen Maßnahmen, dem natürlichen Rückhalt von Wasser und der Hochwasservorsorge zusammen (HMUELV 2007: 17, Dittrich & Worm 2006: 5):

- Technischer Hochwasserschutz:* z.B. Bau und Betrieb von Dämmen, Deichen oder Hochwasserrückhaltebecken.
- Vorbeugender (natürlicher) Hochwasserschutz:* z.B. Erhalt bzw. Verbesserung des Rückhalts von Wasser in der Fläche (Retention) im Einzugsgebiet oder der Infiltrationskapazität der Böden.
- Hochwasservorsorge:* z.B. Hochwasserwarndienst, Erstellung von Hochwasseraktionsplänen, sowie Bau- und Risikovorsorge.

Im Sinne der Definition des Begriffs Ökosystemdienstleistung, als den Beitrag eines *Ökosystems* für das Wohlbefinden des Menschen, wird Hochwasserschutz im Rahmen dieser Arbeit als vorbeugender Hochwasserschutz verstanden. Betrachtet werden die natürlichen hochwasserreduzierenden Prozesse und Strukturen eines terrestrischen Ökosystems, am Beispiel des Auwalds, die letztendlich dazu führen, dass für den Menschen relevante Gebiete vor Hochwasser geschützt werden. Die Ökosystemdienstleistung wird bewusst Hochwasserschutz und nicht Hochwasserregulierung oder ähnliches genannt, um den Zusammenhang zwischen der Ökosystemdienstleistung und den positiven Auswirkungen für den Menschen zu verdeutlichen. Der Begriff Hochwasserregulierung beschreibt hingegen

einen Prozess im Ökosystem und entspricht nach dem Verständnis dieser Arbeit eher einer Ökosystemfunktion (vgl. Diskussion in Kapitel 2.2).

## 2.4. Erfassung einer Ökosystemdienstleistung

Die Kaskade aus Abb. 1 zeigt auf, welche Elemente bei der Erfassung einer Ökosystemdienstleistung zu berücksichtigen sind, auch wenn es sich um eine starke Vereinfachung der Realität handelt (Haines-Young & Potschin 2009: 17). Bei der Erfassung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz werden in dieser Arbeit die „biophysikalischen Strukturen und Prozesse“, die „Ökosystemfunktion“, der „Benefit“ und der „Wert“ der Ökosystemdienstleistung berücksichtigt:

*Biophysikalische Strukturen & Prozesse* Für ein solides Verständnis des ökologischen Hintergrunds bildet die Darstellung der biophysikalischen Prozesse und Strukturen, die zur Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung führen, eine unerlässliche Grundlage (Haines-Young & Potschin 2010: 116 f.).

*Ökosystemfunktion* Für den Begriff Ökosystemfunktion existieren ebenfalls verschiedene definitorische Ansätze, wie auch für die Definition der Ökosystemdienstleistung. Nach Haines-Young & Potschin (2010) wird unter der Ökosystemfunktion das Potential eines Ökosystems verstanden, etwas Nützliches für den Menschen hervorzu bringen (Haines-Young & Potschin 2010: 116). Bei Posthumus (2010) heißt es, die Ökosystemfunktion sei die Kapazität natürlicher Prozesse Ökosystemdienstleistungen für die Bedürfnisse des Menschen bereitzustellen (Posthumus et al. 2010: 1511). In Weigel & Schrader (2007) sind Ökosystemfunktionen hingegen „nicht zwangsläufig für den Menschen bedeutsam“. Die Ökosystemfunktion zeigt auf, welche Komponenten eines Ökosystems die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung beeinflussen (Weigel & Schrader 2007: 42 f., zitiert nach Stiehr 2014). In TEEB (2010a) wird die Ökosystemfunktion definiert als: *“Subset of ecosystem processes and components that is directly involved in providing the service”* (TEEB 2010a: 15, Abb. 5). Demzufolge wird auch in dieser Arbeit die Ökosystemfunktion definiert als, die *zentralen* biophysikalischen Prozesse und Strukturen innerhalb des Ökosystems, die zur Bereitstellung einer Ökosystemdienstleistung führen (vgl. TEEB 2010a: 15, Abb. 5 & 19).

Diskussion gibt es zudem bezüglich einer genauen Abtrennung der biophysikalischen Strukturen und Prozesse von der Ökosystemfunktion (Götzl et al. 2011: 15, Haines-Young & Potschin 2009: 7). Walla-

ce (2007) betrachtet die biophysikalischen Strukturen und Prozesse und die Ökosystemfunktionen als dasselbe, um Verwirrungen zu vermeiden. Fisher et al. (2009) bezeichnen, ähnlich wie Wallace (2007), alles, das letztendlich zu einer Ökosystemdienstleistung führt, als „*Intermediate Services*“ (Haines-Young & Potschin 2009: 10). Im Rahmen dieser Arbeit werden beide Begriffe wie in der ursprünglichen Kaskade von Haines-Young & Potschin (2010) getrennt voneinander betrachtet, da die biophysikalischen Prozesse und Strukturen für einen Gesamtüberblick wichtig sind und die Benennung einer Ökosystemfunktion im Gegensatz dazu prägnant darstellt, welche Prozesse und Strukturen besonders essentiell sind. Beides dient der Information und auf diese Weise kann je nach Bedarf entschieden werden, ob bereits die Betrachtung der Ökosystemfunktion ausreicht oder ob weitergehendes Wissen benötigt wird.

*Benefit* Der Benefit beschreibt die positiven Veränderungen des Wohlbefindens des Menschen durch die Erfüllung von Bedürfnissen und Wünschen, aufgrund der Ökosystemleistung (TEEB 2014).

*Wert* Neben den Diskussionen über die Definition von Ökosystemfunktion, Ökosystemdienstleistung und Benefit, wird auch der Begriff des Werts einer Ökosystemdienstleistung diskutiert (TEEB 2010a: 13). In jedem Fall resultiert der Wert einer Ökosystemdienstleistung aus einem Bewertungsprozess, der auf unterschiedliche Art und Weise erfolgen kann: „*The process of expressing a value for a particular service in a certain context (e.g., of decision-making) usually in terms of something that can be counted, often money, but also through methods and measures from other disciplines (sociology, ecology, and so on)*“ (TEEB 2014).

Zur Darstellung dieser Elemente des Ökosystemdienstleistungsansatzes, um letztendlich die Ökosystemleistung Hochwasserschutz zu erfassen und zu bewerten, werden verschiedene Methoden verwendet: die Beschreibung als qualitativer Ansatz, die Quantifizierung, das Mapping durch die Verknüpfung von quantitativen Daten mit geographischen Informationen und die Bewertung (Russi et al. 2013: 20).

## **2.5. Ziele der Erfassung von Ökosystemdienstleistungen**

Mit der systematischen Erfassung einer Ökosystemdienstleistung wird in erster Linie das Ziel verfolgt, Information bereitzustellen, die in diesem Rahmen bisher nicht zur Verfügung stand. Meistens in Bezug darauf, wie die Gesellschaft von einzelnen Ökosystemdienstleistungen profitiert und zwar auf

einer Ebene, die auch für Entscheidungsträger relevant ist (Haines-Young & Potschin 2009: 2, Turner & Daily 2008). Beispielsweise wurde in Costanza et al. (1997) der Wert der Ökosystemdienstleistung „Disturbance regulation“ von Auen, wozu auch der Hochwasserschutz zählt, mit 7.240 USD/ha beziffert (Preisbezug 1994) (Costanza et al. 1997: 256, Tab. 2). Ein solcher ökonomischer Wert auf globaler Ebene ist für Entscheidungen bezüglich der Bulau in Hessen jedoch weniger relevant. Allgemein soll mit zusätzlicher Information dem mangelnden Verständnis und der unzureichenden Wahrnehmung von Ökosystemdienstleistungen entgegengewirkt werden. Ein Beispiel für zusätzliche Information ist die Ermittlung der Ersatzkosten für eine Ökosystemdienstleistung, indem diejenigen Kosten dargestellt werden, die eine vergleichbare, technische Alternative der Ökosystemdienstleistung verursacht. Damit kann gegebenenfalls demonstriert werden, dass der Erhalt eines intakten Ökosystems die kosteneffizientere Strategie ist (Russi et al. 2013: 20). Entscheidungen bezüglich eines Ökosystems sollen auf der Grundlage von bestmöglicher Information getroffen werden, damit Stakeholder und auch die Gesellschaft insgesamt bereits im Vorfeld so gut wie möglich über die Konsequenzen ihrer Handlungen informiert sind (Haines-Young & Potschin 2009: 45). Dazu trägt die Darstellung der Benefits und des Werts von Ökosystemdienstleistungen bei. Darüber hinaus können z.B. durch Szenarioanalysen die Auswirkungen alternativer Landnutzungsformen auf die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen untersucht und bewertet werden (Posthumus et al. 2010). Die Darstellung des Zustands des Ökosystems kann wiederum zur kritischen Überprüfung oder Anpassung des Ökosystemmanagements genutzt werden (Russi et al. 2013: 20).

All diese zusätzlichen Informationen führen im besten Fall zum Erhalt und Schutz von Ökosystemen und deren Ökosystemdienstleistungen, mit positiven Auswirkungen auf die Gesellschaft oder, um es in den Worten des MA zu formulieren, zum Erhalt unserer Lebensgrundlage: *„Everyone in the world depends completely on Earth’s ecosystems and the services they provide [...]“* (MA 2005b: 1).

### **2.5.1. Ziele der Masterarbeit**

Eine der größten Herausforderungen bei der Anwendung des Ökosystemdienstleistungsansatzes ist, dass keine systematischen Methoden zur Erfassung von Ökosystemdienstleistungen auf regionaler, nationaler oder globaler Ebene existieren (Scholz et al. 2012: 18, Haines-Young & Potschin 2009: iv). Darüber hinaus gibt es vor allem zu den „Regulierenden Leistungen“ und explizit zum Hochwasserschutz nur sehr wenige Studien (Russi et al. 2013: 69). Hier soll die vorliegende Masterarbeit ansetzen. Die Arbeit ist ein Fallbeispiel für eine möglichst umfassende Darstellung der Ökosystemdienstleistung, für die Erfassung und vor allem auch für die Bewertung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz. Diskutiert werden sollen u.a. die Berücksichtigung der vier Elemente „biophysikalische Prozesse und Strukturen“, „Ökosystemfunktion“, „Benefit“ und „Wert“ der Kaskade aus Abb. 1, die

Verfügbarkeit und Möglichkeit der Quantifizierung von Daten, die Auswahl geeigneter Indikatoren und verschiedene Bewertungsmethoden bzw. die Vergleichbarkeit und Aussagekraft der Ergebnisse. Durch diese Zielstellungen werden wichtige Fragen des Ökosystemdienstleistungsansatzes am Beispiel der Bulau untersucht, darunter (De Groot et al. 2010: 261):

- > Welche Indikatoren sind geeignet, um die Kapazität eines Ökosystems zu analysieren eine bestimmte Ökosystemdienstleistung bereitzustellen?
- > Wie viel kann von dieser Ökosystemdienstleistung maximal und nachhaltig genutzt werden?
- > Welche Methoden eignen sich am besten für die Bewertung einer Ökosystemdienstleistung?
- > Wie können die Ergebnisse aus denselben Bewertungsmethoden besser vergleichbar gemacht werden?

### **3. Vorstellung des Untersuchungsgebiets**

#### **3.1. Lage und Naturraum**

Das Untersuchungsgebiet ist der Auwald „Bulau“ bei Hanau, im Bundesland Hessen in Deutschland. Das genaue Betrachtungsgebiet entspricht in der räumlichen Abgrenzung der Fläche des FFH-Gebiets mit der Bezeichnung „Erlensee bei Erlensee und Bulau bei Hanau“, das im Rahmen der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH) ausgewiesen wurde (Gebietsnummer: 5819-308) (Buttler 2003: 8). FFH-Gebiete dienen dem Schutz der einheimischen Natur und sind Teil des Schutzgebietssystems „Natura 2000“ (BfN 2014). Dazu werden Erhaltungs- und Entwicklungsziele formuliert und für die einzelnen FFH-Lebensraumtypen Leitbilder entwickelt (vgl. Buttler 2003: Kapitel 7 & 8, Regierungspräsidium Darmstadt 2007). Die Bulau erstreckt sich auf 604 Hektar nordöstlich der Stadt Hanau und reicht vom Ortsteil Wolfgang bis zur Gemeinde Erlensee (s. Abb. 3) (Buttler 2003: 6). Der Auwald hat eine Länge von etwa 4,2 km und ist knapp 2 km breit (Buttler 2003: 11). Mit dem Bau der A 66 in den siebziger Jahren wurde die Bulau in zwei Teile getrennt. Seit dieser Zeit existiert ebenfalls der Erlensee, der durch den Abbau von Kies und Sand entstand (Regierungspräsidium Darmstadt 2007: 7). Durch die Bulau fließt die Kinzig, ein Gewässer II. Ordnung, das als nicht schiffbarer Oberlauf des Mains eingeordnet wird (HMUELV 2007: 11). Zusätzlich wird der Auwald von der Lache durchzogen, einem kleineren Zufluss zur Kinzig. In Abb. 3 ist die Lage der Bulau dargestellt.

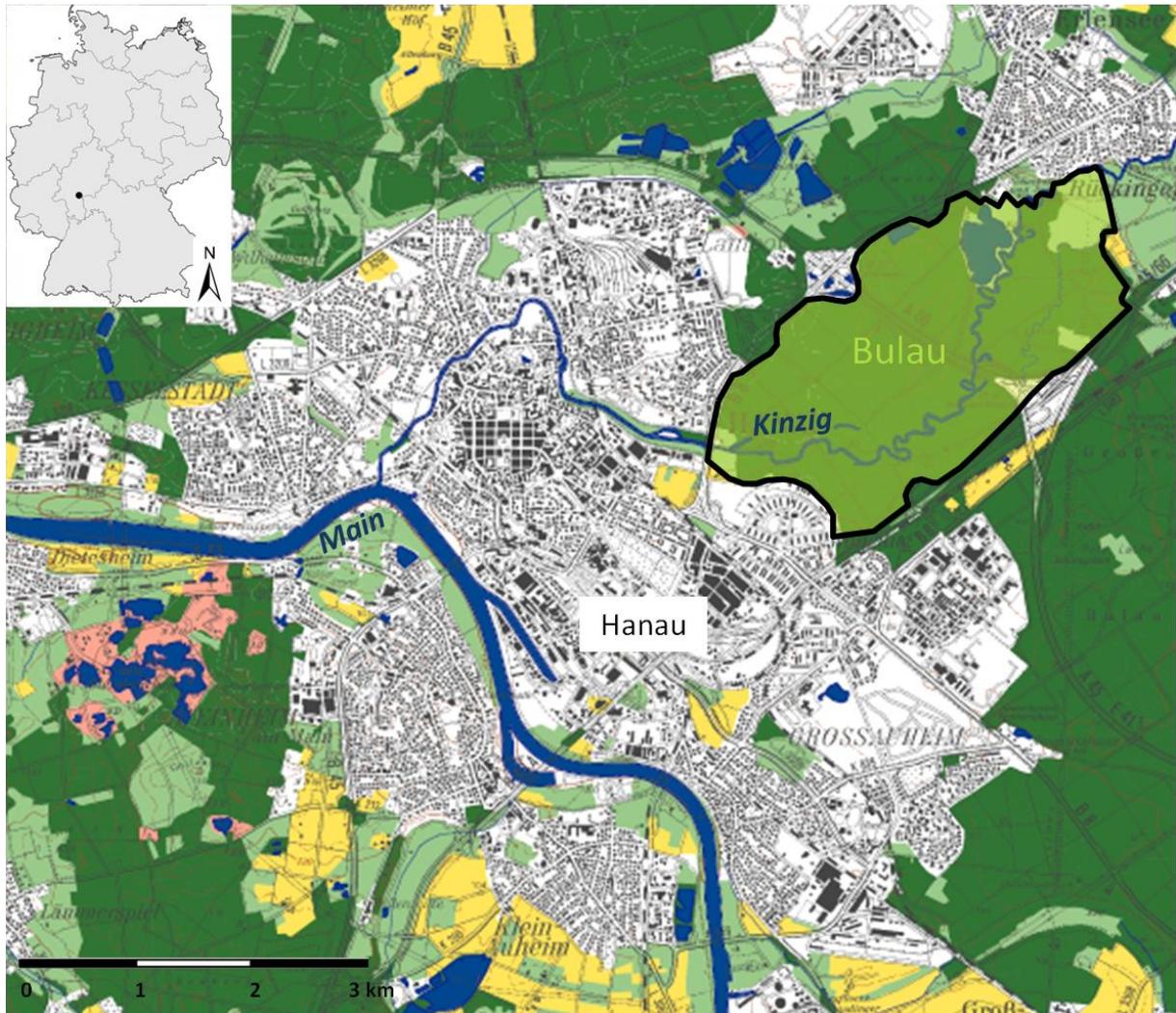


Abb. 3: Lage der Bulau (schwarz umrandet) und Verlauf der Kinzig bis zur Mündung in den Main. Kartengrundlage: Ausschnitt aus der Karte „Bodenbedeckungsklassen“ der Bodenflächendaten 1 : 50.000 (BFD 50) (L5918 Frankfurt Ost), verändert (HLUG 2014a).

In Abb. 4 sind auf der linken Seite die Bulau und die Kinzig im Februar 2014 dargestellt, auf der rechten Seite der Auwald im Frühjahr, knapp drei Monate später.



Abb. 4: Links: Die Bulau und die Kinzig Anfang Februar 2014. Rechts: Die Bulau Ende April 2014. Eigene Aufnahmen.

Die Bulau ist Teil des Überschwemmungsgebiets der Kinzig und des Landschaftsschutzgebiets „Auenverbund Kinzig“, das bereits 1990 ausgewiesen wurde (Buttler 2003: 11). Dadurch gelten im Bereich der Bulau die im Wasserhaushaltsgesetz festgeschriebenen Verbote, wie z.B. der Ausweisung neuer Baugebiete oder der Errichtung baulicher Anlagen (s. WHG 2009, § 78) (persönliche Kommunikation, Winfried Hansmann (Regierungspräsidium Darmstadt), 11.04.14). Als Auen werden allgemein „die natürlicherweise von Oberflächen- und Grundwasserdynamik geprägten Niederungen der Flüsse [definiert]. Die ausgeprägte Dynamik von Überflutung und Trockenfallen sowie die damit verbundene morphologische Umgestaltung der Aue führen auf engem Raum zur Koexistenz verschiedenster Lebensräume, die sich mosaikartig verzahnen und die artenreichsten Ökosysteme Mitteleuropas bilden“ (Damm et. al 2011: 19). Zudem sind Auen oft mit nährstoffreichen Auensedimenten bedeckt, haben einen hohen, schwankenden Grundwasserspiegel und sind im Naturzustand bewaldet (Sondey 2008: 3). Natürliche und naturnahe Auenlebensräume sind heute selten anzutreffen und Relikte einer ehemals hoch diversen Naturlandschaft (Scholz et al. 2012: 213). Nur noch rund ein Drittel der ursprünglichen Auen können heute bei Hochwasserereignissen überflutet werden. Von diesen rezenten Auen sind nur etwa 13 % bewaldet. Etwa die Hälfte der rezenten Auen liegen in „Natura 2000“-Gebieten und besitzen somit einen hohen Schutzstatus (Scholz et al. 2012: 31). Die Bulau bildet als weitgehend intakte Aue somit eine Ausnahme (Buttler 2003: 11). Obwohl der Auwald auf den ersten Blick weitgehend naturbelassen wirkt, wurde die Bulau vor der Schutzgebietsausweisung jahrhundertlang bewirtschaftet (Regierungspräsidium Darmstadt 2007). In Abb. 5 ist die Bulau noch einmal detailliert mit den verschiedenen Landnutzungsarten dargestellt.

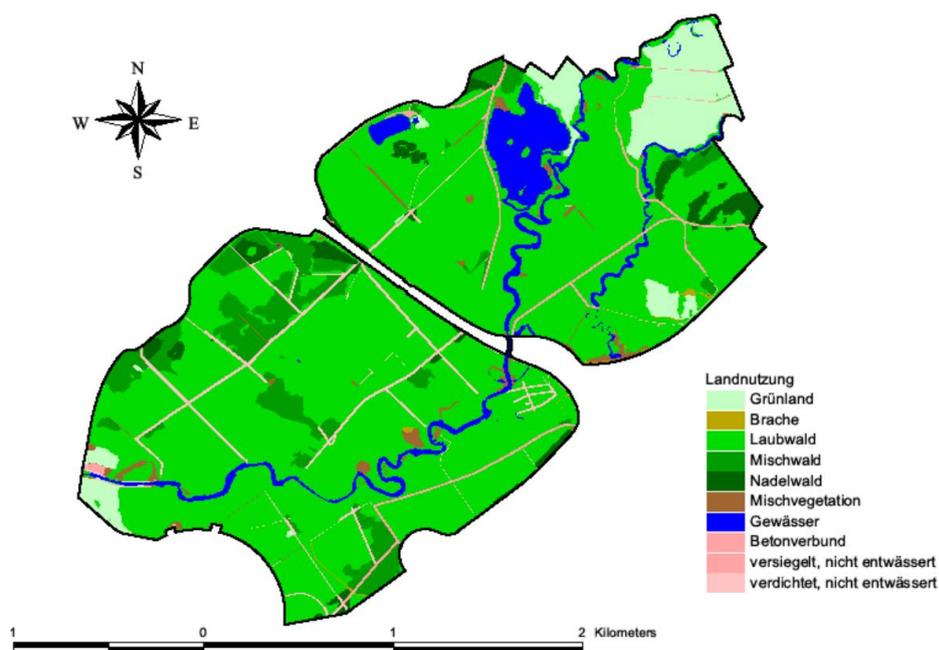


Abb. 5: Landnutzungsarten in der Bulau. Quelle: Stiehr 2014; Darstellung: J. Meßer, Emscher und Lippe Wassertechnik.

Die Bulau ist weder eine typische Weichholz- noch Hartholzauwe, da sich sowohl Weichholzaueelemente mit Weiden und Erlen, als auch Hartholzaueelemente mit Stieleichen, Hainbuchen und Ulmen finden. Die flächenmäßig dominierende Waldgesellschaft der Bulau ist stark grundwasserbeeinflusst und wird als Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (Stellario-Carpinetum) bezeichnet (Buttler 2003: 6).

### **3.2. Geologie und Boden**

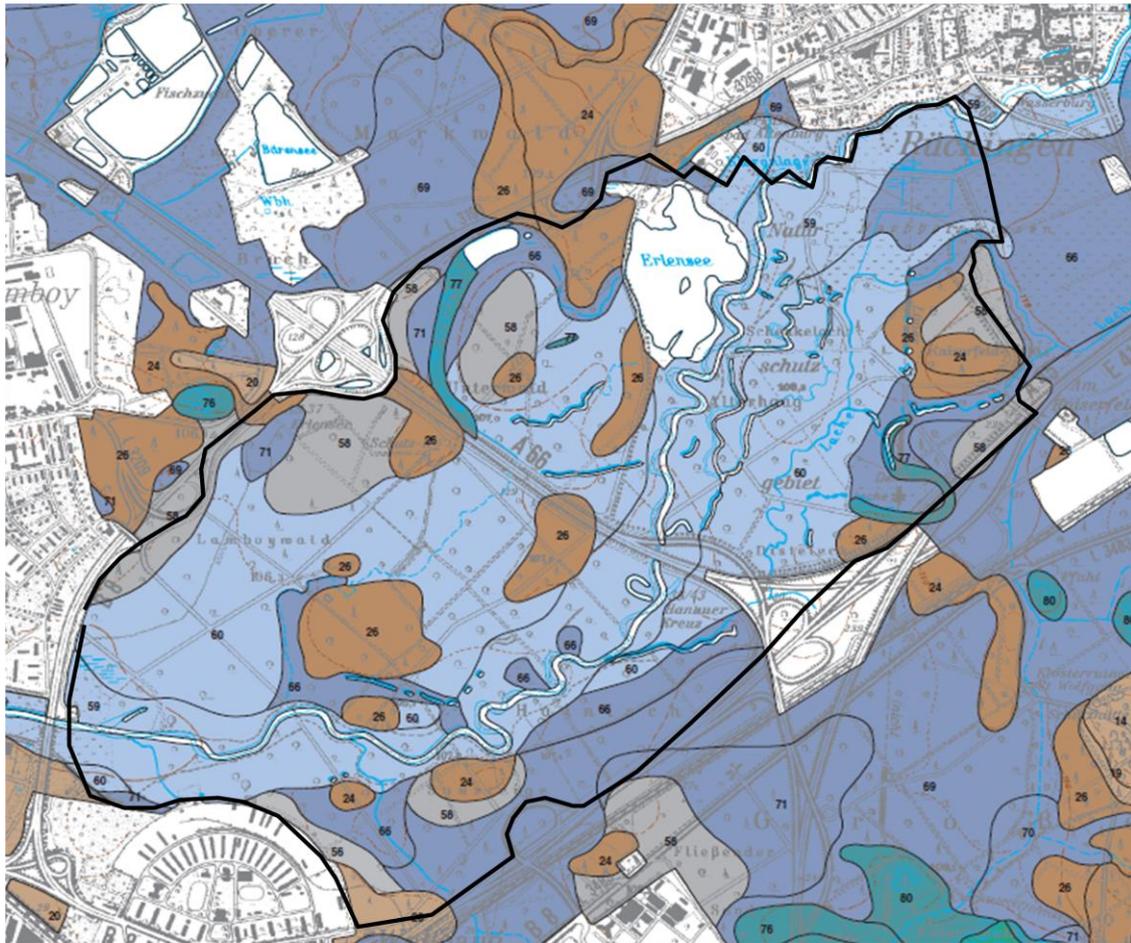
Das Gebiet der Bulau war stets Periglazialgebiet. Nach Ende der letzten Kaltzeit (etwa 8.000 v.Chr.) floss die Kinzig durch den Bereich des heutigen Auwalds nur wenig mäandrierend in ihrem Schotterbett. Erst etwa 3.000 v.Chr. intensivierte sich die Waldbedeckung, die Kinzig tiefte sich weiter ein und die Auelehm- und Bodenbildung begann (Sondey 2008: 4). 800 n.Chr. wurden infolge einer starken Bevölkerungszunahme selbst die Seitentäler an den Gewässeroberläufen im Einzugsgebiet der Kinzig besiedelt. Durch die Ausweitung des Ackerbaus wurden große Waldflächen gerodet. Dies führte an den Oberläufen der Flüsse zu einer starken Erosion des humosen Oberbodens, der sich an den Unterläufen der Kinzig wieder ablagerte. Daher stehen heute stellenweise über vier Meter mächtige Auen-sedimente in der Bulau an. Aufgrund anthropogener Eingriffe, wie Flussbegradigung und Eindeichung überwiegt seit dem 17. Jahrhundert erneut die Tiefenerosion. Die Eingriffe erhöhten außerdem die Fließgeschwindigkeit der Kinzig (Sondey 2008: 7).

Als Folge dieser Entwicklung stehen im Untergrund der Bulau pleistozäne Terrassensande und holozäner Hochflutlehm an. Teilweise werden die Sedimente zusätzlich von Flugsanden überlagert (Wilhelmsbad-Wolganger Flugsandgebiet) (Sondey 2008). Durch physikalische Verwitterungsprozesse wurden diese Sedimente im Lauf der Zeit in Bruchstücke unterschiedlicher Korngröße zerkleinert. Stoffliche Veränderungen durch biochemische Prozesse, die Bildung von Tonmineralen und die Umwandlung von abgestorbenem Pflanzenmaterial führten zu den heute anstehenden Bodentypen der Bulau (Faust et al. 2007: 365).

Bodentyp *„Drittes Klassifizierungssystem von Böden nach der Deutschen Bodensystematik. Unterscheidung innerhalb von Bodenklassen durch Zusammenfassung von Böden mit gleichen charakteristischen Horizonten und Horizontabfolgen, die spezifische pedogene Prozesse und Eigenschaften in den Ober- und Unterbodenhorizonten widerspiegeln“* (AG Boden 2005: 388 f.).

In Abb. 6 sind die wichtigsten Bodentypen der Bulau dargestellt (HLUG 2014a).

## Bodentypen der Bulau



### Braunerden: Böden mit einem verbraunten Verwitterungshorizont über Fest- oder Lockergesteinen (A-Bv-C-Profil)

- 24** Braunerde, im Unterboden verglejt, aus Decksediment über Flugsand über pleistozänem Terrassensand oder –kies. 60-100 cm Sand bis lehmiger Sand; Sand und/oder Kies
- 26** Gley-Braunerde aus Decksediment über pleistozänem Terrassensand oder –kies. 40-100 cm schwach schluffiger bis lehmiger Sand; Sand und/oder Kies

### Pseudogleye: Böden, staunässebeeinflusst (Wechsel von Naß- und Trockenphasen) und rostfleckig, mit wasserleitendem Horizont über dichtem, wasserstauendem Horizont (A-Sw-Sd-Profil)

- 58** Gley-Pseudogley aus Flugsand über pleistozänem Terrassensand, z.T. tonig bzw. verlehmt. 30-130 cm Sand bis schwach lehmiger Sand; lehmiger Sand bis toniger Sand, +/- kiesig; Sand und/oder Kies

### Auenböden: Böden aus Sedimenten in Fluss- oder Bachtälern

- 59** Brauner Auenboden aus Hochflutlehm. > 150 cm Schluff bis schluffiger Lehm
- 60** Verglejtter bzw. pseudoverglejtter Brauner Auenboden aus jüngerem Hochflutlehm über älterem Hochflutlehm. 40-100 cm Schluff bis lehmiger Schluff; schwach bis stark toniger Lehm

### Gleye: Grundwasserböden mit meist rostfleckigem Oxidations- über grauem Reduktionshorizont (A-Go-Gr-Profil)

- 66** Auengley aus Hochflutlehm über pleistozänem Terrassensand. 60-130 cm sandig-lehmiger Schluff bis toniger Lehm; Sand und/oder Kies

Abb. 6: Die wichtigsten Bodentypen der Bulau. Bulau: schwarz umrandet. Quelle: Ausschnitt aus der Digitalen Bodenkarte von Hessen 1:25.000 (BK25), Blatt 5819 Hanau (HLUG 2014a).

Eine vollständige Auflistung aller Bodentypen im Bereich des Auwalds ist im Anhang zu finden (Anhang A: Tab. Anhang 1). Der dominante Bodentyp der Bulau ist der braune Auenboden bzw. (pseudo-) verglejtter brauner Auenboden. Beide zählen zu den stark grundwasserbeeinflussten semiter-

restrischen Böden. Auenböden werden aus holozänen fluviatilen Sedimenten in Flusstälern gebildet, im Fall der Bulau aus Hochflutlehm. Die Böden sind durch periodische Überflutungen und einen stark schwankenden Grundwasserspiegel gekennzeichnet, der mit dem Flusswasserspiegel in Verbindung steht. Der grundwasserbeeinflusste aG-Horizont eines Auebodens liegt etwa 80 cm unter der Geländeoberkante. Bei Auenböden, die bereits zum Gley übergehen, steht der grundwasserbeeinflusste Horizont schon 40 cm unter der Geländeoberfläche an (AG Boden 2005: 238). Dies ist z.B. beim Auengley am südöstlichen Rand der Bulau der Fall, der ebenfalls aus Hochflutlehm gebildet wurde und über pleistozänen Terrassensanden liegt. Neben den Auenböden gibt es kleine Inseln mit Braunerden bzw. Gley-Braunerden. Am nordwestlichen Randbereich der Bulau sind außerdem staunässebeeinflusste Pseudogleye aus Flugsand zu finden. Alle Bodentypen der Bulau sind im Unterboden grundwasserbeeinflusst, mit Ausnahme der Gleye, die bereits oberflächennah unter Grundwasser einfluss stehen (HLUG 2014a).

### 3.3. Die Kinzig

Die Kinzig fließt auf rund 80 Kilometern von der Quelle in Sterbfritz (400 m ü. NN) bis zur Mündung in den Main (Ditter 1991: 4). Dabei überwindet sie in etwa 300 m Höhenunterschied. Das gesamte Einzugsgebiet der Kinzig umfasst 1058 km<sup>2</sup> und ist in Abb. 7 dargestellt (HLUG 2004: 3).

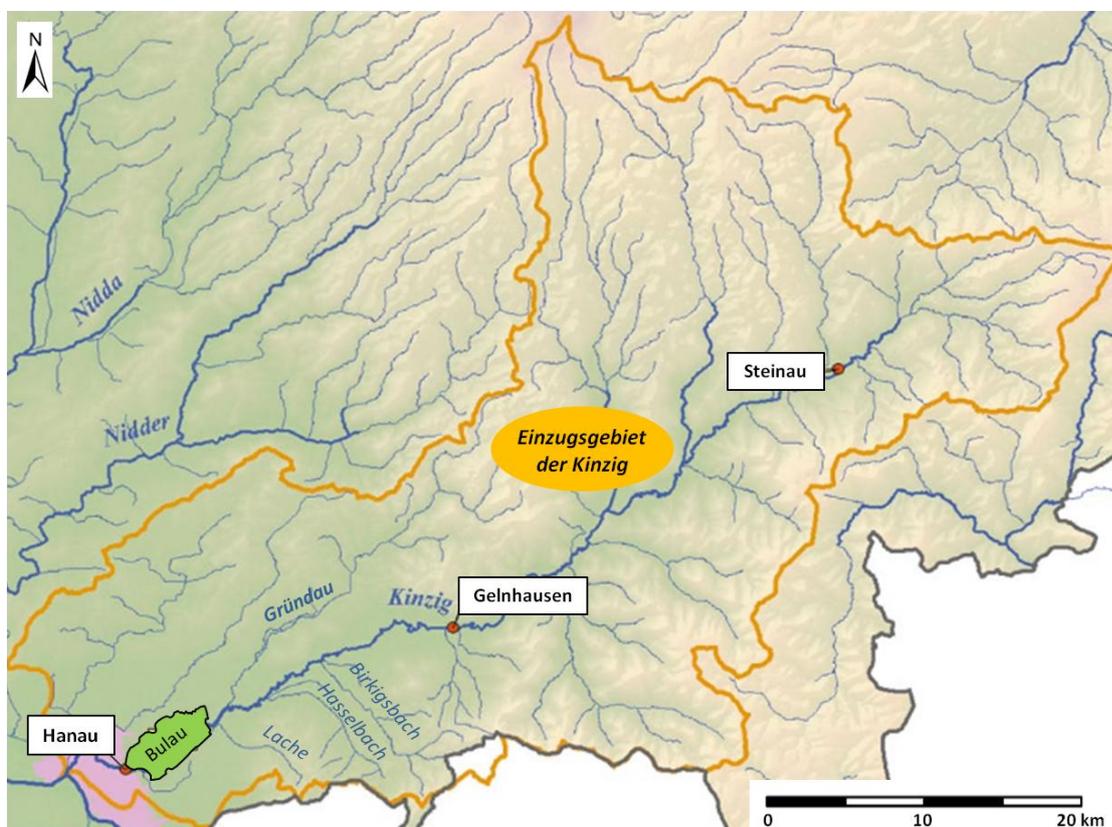


Abb. 7: Das Einzugsgebiet der Kinzig mit den Städten Steinau, Gelnhäusen und Hanau. Quelle: HLUG 2011: 12, Abb. 14, verändert.

Das Einzugsgebiet besteht fast zur Hälfte aus Wald, ein Viertel der Gesamtfläche wird landwirtschaftlich genutzt und lediglich zehn Prozent sind Siedlungsflächen (Meurer 2012: 4). Die Kinzig fließt u.a. durch Schlüchtern, Steinau an der Straße, Wächtersbach, Gelnhausen und Hanau. Hanau ist mit etwa 88.000 Einwohnern die größte von den genannten Städten (Meurer 2012: 3 f.). Etwa einen Kilometer (süd-)westlich von Steinau an der Straße wird der Fluss durch die Kinzigtalsperre gestaut. Das Reservoir umfasst ein Volumen von 7,2 Mio. m<sup>3</sup> und wurde u.a. zum Zweck des Hochwasserschutzes und der Stromerzeugung Ende der Siebziger Jahre gebaut (HLUG 2004: 2, HMUELV 2007: 27, Tab. 1.). Kurz vor der Mündung in den Main erreicht die Kinzig die Bulau. Der Fluss verläuft weitgehend freimäandrierend durch den Auwald und führt im Jahresverlauf regelmäßig zu kleinflächigen Überschwemmungen (Regierungspräsidium Darmstadt 2007). Hochwasser ist ein natürliches Phänomen und als Bestandteil des Wasserkreislaufs wichtig um die ökologischen Funktionen einer Aue zu gewährleisten. Durch Hochwasser werden in den Auwald z.B. gelöste oder suspendierte Nährstoffe eingetragen, die Verfügbarkeit und Heterogenität verschiedener Biotope beeinflusst und der Wasserspiegel der Aue erneuert (MA 2005a: 38, Tab. 3.2).

### 3.3.1. Hochwassersituation

Im Vorfeld der Masterarbeit wurden bereits ausgewählte Daten der Pegel Hanau und Gelnhausen, flussauf- bzw. flussabwärts der Bulau, ausgewertet. Das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) stellte die Datensätze bereit. Diese umfassten für die jeweils verfügbare Zeitreihe der beiden Pegel die Tagesmittelwerte des Abflusses  $Q$  [m<sup>3</sup>/s] und der Wasserstände  $W$  [cm] sowie die Abflüsse und Wasserstände in einer Auflösung von 15 Minuten für die letzten fünf großen Hochwasserereignisse (2003, Januar und Februar 2002, 1995, 1993), jeweils einige Tage vor und nach dem jeweiligen Ereignis. In Abb. 8 ist die Lage der beiden Pegel dargestellt.

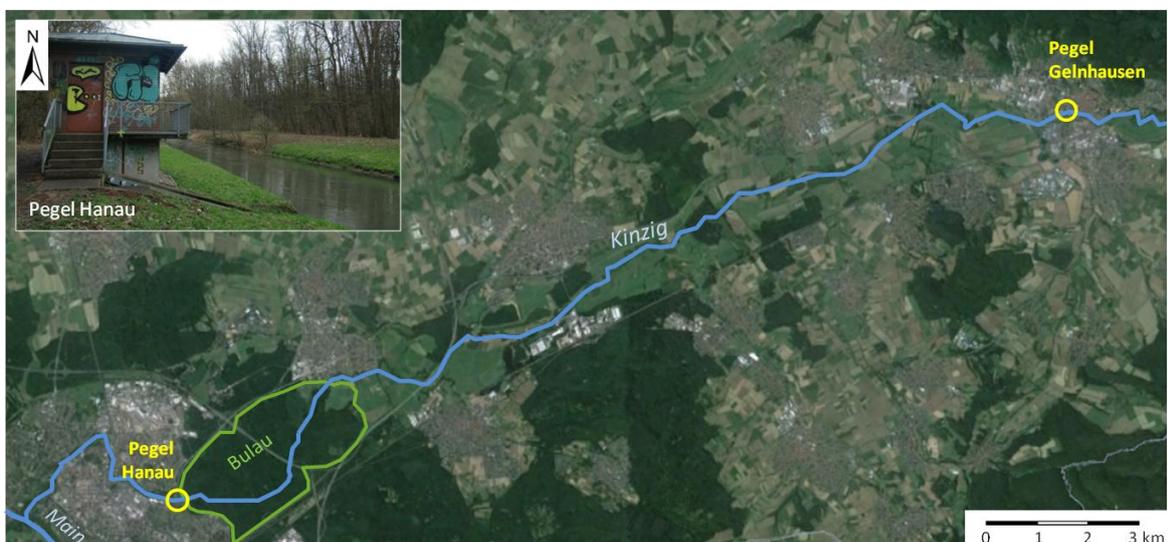


Abb. 8: Lage der Pegel Hanau und Gelnhausen entlang der Kinzig. Kartengrundlage: Google Earth, Koordinaten: HLUG 2014b, Pegelstation: eigene Aufnahme.

Die Bulau grenzt direkt an den Pegel Hanau. Die Strecke zwischen den beiden Pegelmessstationen beträgt 29 Kilometer. Auf diesem Abschnitt münden weitere kleine Gewässer in die Kinzig, darunter die Gründau, die Lache, der Hasselbach und der Birkigsbach. Durch die Bulau fließt die Kinzig nur etwa sechs Kilometer. Tab. 1 enthält weitere Informationen zu den Pegelstationen.

Tab. 1: Informationen zu den Pegelstationen Hanau und Gelnhausen. HHW = höchster bisher registrierter Wasserstand. Quellen: HLUG 2014b, HLUG 2011: 9, Abb. 9; Mittlerer Abfluss: Datengrundlage HLUG, eigene Berechnung.

Pegel	Hanau	Gelnhausen
<i>Pegelnulldpunkt [NN+m]</i>	101,5	123,9
<i>Einzugsgebiet [km<sup>2</sup>]</i>	921,2	673,1
<i>Entfernung Mündung [km]</i>	5,0	34,0
<i>Rechtswert</i>	3496200	3513560
<i>Hochwert</i>	5555100	5562540
<i>Meldestufe 1 [cm]</i>	300	300
<i>Meldestufe 2 [cm]</i>	370	375
<i>Meldestufe 3 [cm]</i>	440	460
<i>HHW [cm]</i>	480	486
<b>Datenverfügbarkeit</b>	1.11.1956 – 31.12.2012	1.11.1988 – 31.12.2012
<b>Mittlerer Abfluss [m<sup>3</sup>/s]</b>	10,1	8,4
<b>Hochwassermeldestufen in Hessen:</b>		
<i>Meldestufe I</i>	Meldebeginn: Bordvoller Abfluss im Gewässer, stellenweise kleine Ausuferungen.	
<i>Meldestufe II</i>	Größeres Hochwasser: Flächenhafte Überflutung ufernaher Grundstücke, leichte Verkehrsbehinderungen auf Gemeinde- und Hauptverkehrsstraßen, Gefährdung einzelner Gebäude, Überflutung von Kellern.	
<i>Meldestufe III</i>	Außergewöhnliches Hochwasser: Bebaute Gebiete in größerem Umfang überflutet, Sperrung von überörtlichen Verkehrsverbindungen, Einsatz von Deich- und Wasserwehr erforderlich.	

Der mittlere Abfluss wurde aus den Tagesmittelwerten berechnet und betrug für die Jahre 1988-2012 am Pegel Gelnhausen 8,4 m<sup>3</sup>/s und am Pegel Hanau 9,9 m<sup>3</sup>/s. Im langjährigen Durchschnitt wird demnach am Pegel Hanau ein etwa 18 % höherer Abfluss als am Pegel Gelnhausen gemessen. Der charakteristische mittlere Jahresgang des Abflusses an beiden Pegeln wird durch das Abflussregime dargestellt, das aus den Faktoren Klima, Relief, Vegetation, Geologie usw. resultiert (Schulte et al. 2007: 463). Durch einen dimensionslosen Abflusskoeffizienten  $t$  wird das mittlere Abflussverhalten jedes Monats dargestellt (Schulte et al. 2007: 463 f.). In Abb. 9 ist das Abflussregime der Kinzig an beiden Pegelstationen für das hydrologische Jahr von November bis Oktober dargestellt.

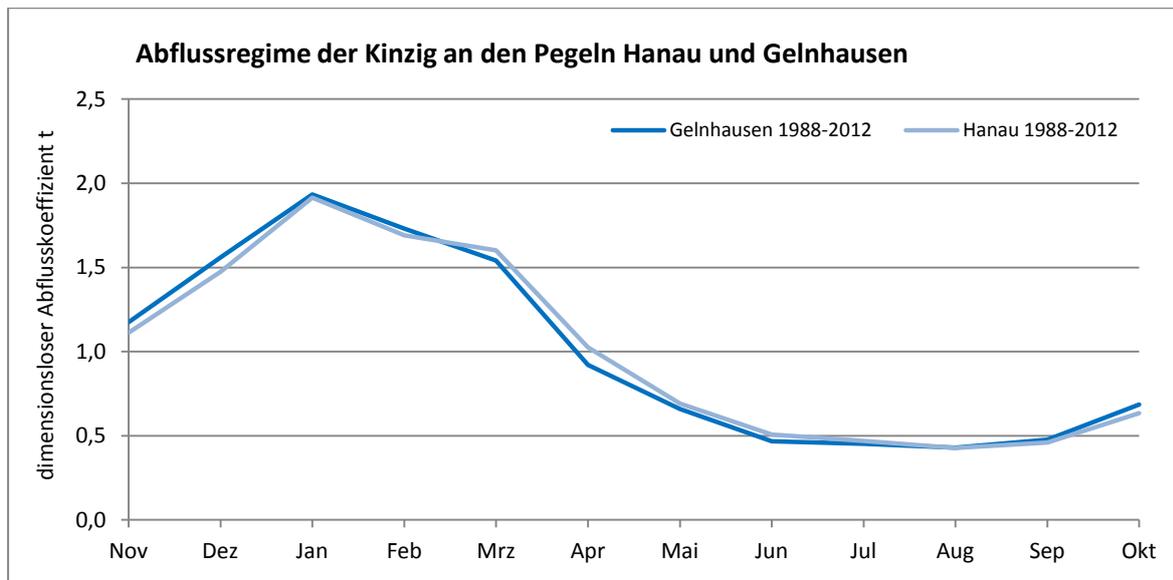


Abb. 9: Abflussregime an den Pegeln Hanau und Gelnhausen (jeweils 1988-2012). Der dimensionslose Abflusskoeffizient  $t$  wurde für jeden Monat aus dem Quotienten des langjährigen Monatsmittels ( $MQ_m$ ) und dem Jahresmittel ( $MQ_j$ ) der Zeitreihe berechnet. Datengrundlage: Abflussdaten des HLUg.

Im hydrologischen Winterhalbjahr von November bis April ist der Abflusskoeffizient fast ausschließlich größer eins, mit einem deutlichen Maximum im Januar. Die monatlichen Abflüsse sind folglich höher als das langjährige Jahresmittel. Das Abflussregime kann dem ozeanischen Regenregime zugeordnet werden, da vor allem der hohe effektive Niederschlag im Winter den charakteristischen mittleren Jahrgang des Abflusses bestimmt. Als effektiver Niederschlag wird der Teil des Niederschlags bezeichnet, der letztendlich abflusswirksam wird. Obwohl die Niederschläge im Winterhalbjahr absolut betrachtet geringer sind entsteht ein höherer Abfluss, aufgrund der geringen Evapotranspiration und Interzeption (Schulte et al. 2007, DIN 4049-1:1992-12). Mit dem Begriff Evapotranspiration werden die Transpiration der Vegetation und die Verdunstung von Boden-, Gewässer- bzw. Pflanzenoberflächen zusammengefasst (Meißer 2013: 11). Als Interzeption wird der Rückhalt von Niederschlag an der Vegetation bezeichnet (Wojciech 2010: 14, 21). Ursachen für die geringe Evapotranspiration und Interzeption sind die niedrigen Temperaturen und die laubabwerfenden Vegetation.

In Abb. 10 ist neben dem mittleren monatlichen Abfluss auch der mittlere monatliche Hochwasserabfluss (als Mittelwert aus den monatlichen Maximalabflüssen) für den Zeitraum von 1988-2012 für beide Pegel dargestellt.

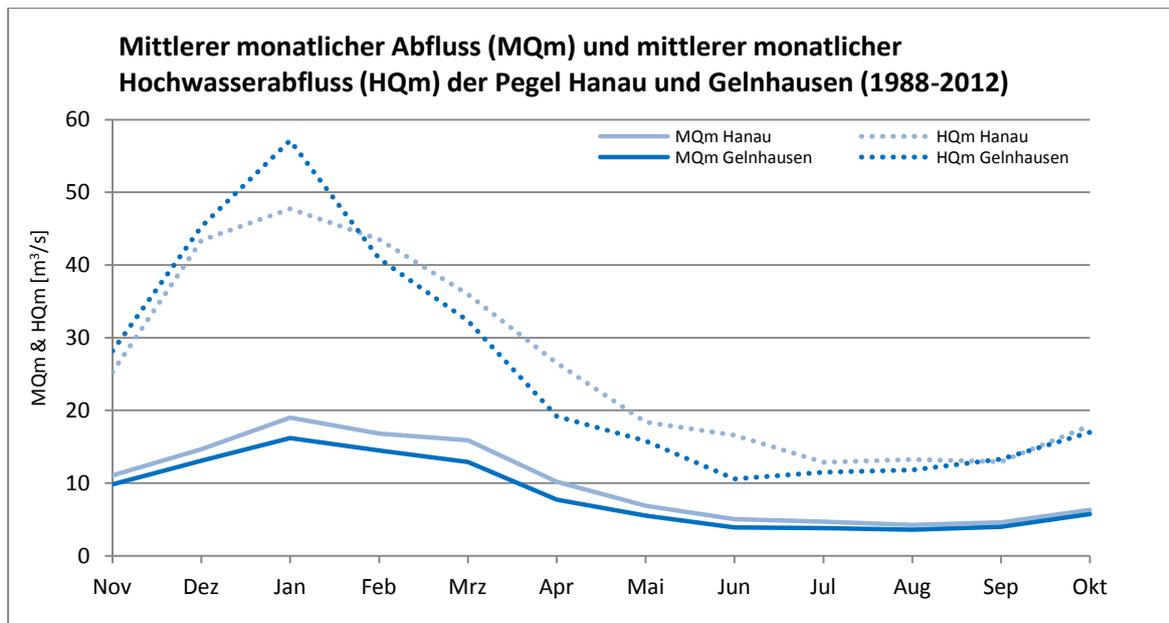


Abb. 10: Mittlerer monatlicher Abfluss (MQm) und mittlerer monatlicher Hochwasserabfluss (HQm) von 1988-2012 der Pegel Hanau und Gelnhausen. Datengrundlage: Abflussdaten des HLUG.

Der mittlere monatliche Abfluss am Pegel Hanau ist ganzjährig größer als am flussaufwärts gelegenen Pegel Gelnhausen, vor allem in den abflussstärkeren Wintermonaten des hydrologischen Jahres. Die Kurve des mittleren Hochwasserabflusses zeigt hingegen ein anderes Bild. Zum einen liegen die Abflüsse beider Pegel im Winterhalbjahr von November bis März (teilweise April) deutlich über den mittleren monatlichen Abflüssen im Vergleich zum Sommerhalbjahr. Somit treten vor allem zwischen Dezember und Februar Hochwasser auf, da in diesen Monaten im Schnitt die höchsten Abflussspitzen an beiden Pegeln verzeichnet werden. Darüber hinaus liegt der mittlere Hochwasserabfluss des Pegels Hanau nicht wie zu erwarten wäre dauerhaft über dem mittleren Hochwasserabfluss des Pegels Gelnhausen. Von November bis Januar sowie im September ist der mittlere Hochwasserabfluss am Pegel Hanau geringer als am Pegel Gelnhausen. Da dies vor allem in den abflussstärksten Monaten auftritt, kann davon ausgegangen werden, dass die Ausuferungsgrenze der Kinzig überschritten und das Wasser entlang des Flusses zwischengespeichert wurde, durch Retentionsflächen wie die Bulau. Dementsprechend wird der Abfluss reduziert und am Pegel Hanau eine kleinere Abflussspitze als am Pegel Gelnhausen gemessen.

Aus den Pegeldata wurden zusätzlich die statistisch ermittelten Hochwasserabflüsse eines  $HQ_{100}$ ,  $HQ_{50}$ ,  $HQ_{10}$  und  $HQ_5$  berechnet (vgl. Tab. 2). Ein statistisch ermitteltes Hochwasser bedeutet, dass z.B. die Abflussspitze eines hundertjährigen Hochwassers ( $HQ_{100}$ ) statistisch gesehen einmal in einer Zeitspanne von einhundert Jahren vorkommt (Schulte et al. 2007: 462). Die genaue Berechnung der Werte aus Tab. 2 kann im Anhang nachvollzogen werden (Anhang B). Aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsmöglichkeiten variieren die Angaben der statistischen Hochwasser für einen Pegel innerhalb der Literatur (vgl. z.B. Werte aus Ditter 1991).

Tab. 2: HQ<sub>100</sub>, HQ<sub>50</sub>, HQ<sub>10</sub> und HQ<sub>5</sub> der Pegel Hanau und Gelnhausen. Datengrundlage: Abflussdaten des HLUG. Eigene Berechnung (vgl. Beschreibung in Anhang B).

Hochwasser	Gelnhausen 1988-2012 [m <sup>3</sup> /s]	Hanau 1956-2012 [m <sup>3</sup> /s]
HQ <sub>5</sub>	116	98
HQ <sub>10</sub>	143	120
HQ <sub>50</sub>	199	171
HQ <sub>100</sub>	223	193

Auch hier fällt auf, dass die Hochwasserabflüsse am Pegel Hanau immer geringer sind, als die des Pegels Gelnhausen, obwohl der mittlere Abfluss am Pegel Hanau normalerweise knapp 20 % höher ist. In Abb. 11 sind für einen weiteren Vergleich der Abflussmaxima die elf größten Hochwasserereignisse der Pegel Hanau und Gelnhausen mit den jeweiligen Abflussspitzen dargestellt.

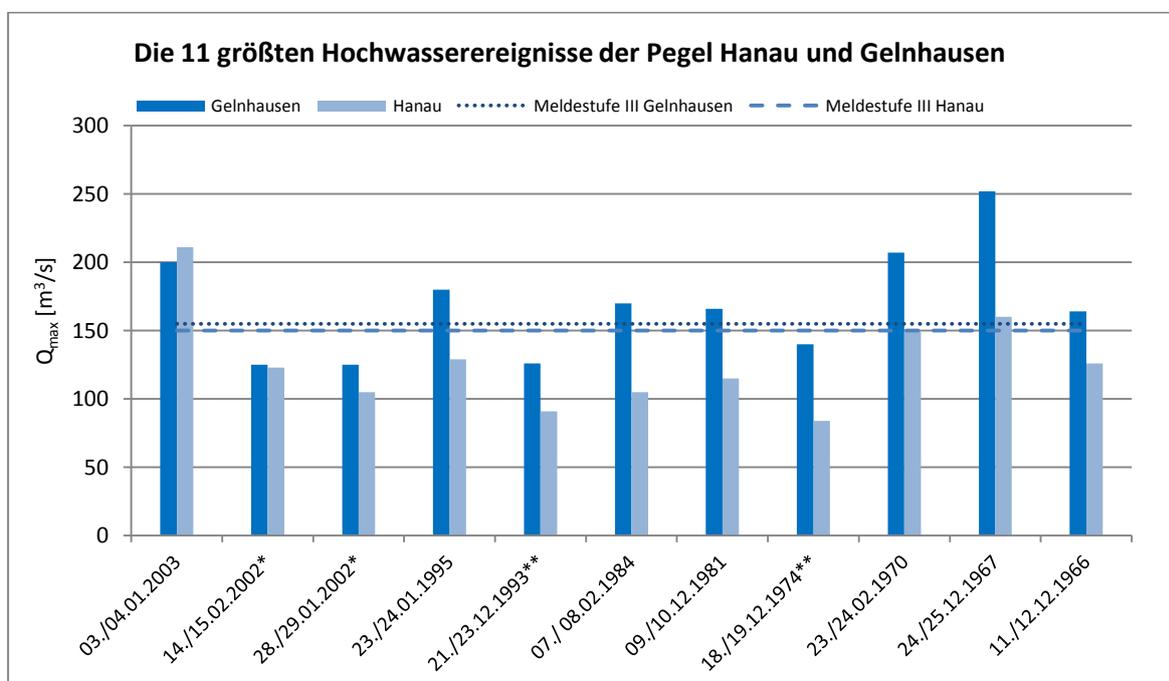


Abb. 11: Abflussspitzen der elf größten Hochwasser der Pegel Hanau und Gelnhausen. Sieben der elf Hochwasser zählen für beide Pegel zu den 10 größten Ereignissen. (\*\*\*) = Hochwasserereignis zählt nur für den Pegel Hanau (Gelnhausen) zu den 10 größten. Datengrundlage: Nach 1988 Abflusswerte des HLUG, Auflösung 15 Minuten. Vor 1988: offizielle Angaben zu Abflussspitzen des HLUG. Der Wert für den Pegel Hanau für das Hochwasser 1974 stammt aus Ditter 1991, Anhang B 5. Beschreibung der Meldestufen s. Tab. 1.

Bei allen Hochwasserereignissen wurde mindestens Meldestufe II erreicht. Es handelte sich somit um größere Hochwasser mit flächenhaften Überflutungen ufernaher Grundstücke. Vereinzelt überschritten die Wasserstände sogar Meldestufe III, so dass bebauten Gebiete in größerem Umfang überflutet wurden und ein außergewöhnliches Hochwasser vorlag (vgl. Tab. 1). Alle elf Hochwasserereignisse traten ausschließlich in den Wintermonaten zwischen Dezember und Februar auf. Zudem wurde mit Ausnahme des Hochwassers 2003 im Vergleich zum flussaufwärts gelegenen Pegel Gelnhausen bei allen anderen Hochwasserereignissen am Pegel Hanau eine geringere Abflussspitze gemessen. Ursa-

che ist die Ausuferung von Wasser und die Zwischenspeicherung in der Fläche, u.a. auch durch die Bulau. Nach den berechneten statistischen Hochwassern, sind neun von elf, der hier untersuchten Hochwasser am Pegel Gelnhausen zwischen einem fünfjährigen ( $HQ_5$ ) und fünfzigjährigen ( $HQ_{50}$ ) Hochwasser einzuordnen (vgl. Tab. 2). Die Hochwasser 1970 und 2003 überschritten einen fünfzigjährigen Abfluss. Das größte Hochwasser trat im Jahr 1967 auf, mit einem höheren Abfluss, als der eines Jahrhunderthochwassers. Am Pegel Hanau war das Sommerhochwasser 2003 das größte, auch hier überstieg der Abfluss den eines hundertjährigen Hochwassers. Die anderen Hochwasser sind in ihrer Größenordnung kleiner als ein  $HQ_{50}$ . Insgesamt wird der Hochwasserscheitel bei allen betrachteten Hochwasserereignissen durch Retention zwischen den Pegelstationen Gelnhausen und Hanau durchschnittlich um 25,6 % reduziert, obwohl zusätzlich zwischen beiden Pegeln weitere kleinere Zuflüsse in die Kinzig fließen. Grund für die unterschiedlichen Abflussreduktionen ist maßgeblich der Ablauf einer ersten kleineren Welle vor der eigentlichen Hochwasserwelle, wie sich bei der Ganglienenanalyse, der Betrachtung von höher aufgelösten Abflussdaten (15 Min.), herausstellte. Die Niederschlagsintensität schien zumindest die Retentionsfähigkeit der Bulau bei den letzten fünf großen Hochwasserereignissen nicht beeinflusst zu haben. Da sich die Bulau lediglich über etwa sechs Kilometer entlang der 29 Kilometer zwischen beiden Pegeln erstreckt, kann der Einfluss des Auwalds im Verhältnis zu weiteren Retentionsflächen in diesem Gewässerabschnitt nicht eindeutig abgeschätzt werden.

In Abb. 12 sind die Überschwemmungsflächen innerhalb der Bulau sowie flussabwärts des Auwalds bis zur Mündung der Kinzig in den Main dargestellt. Die eingefärbten Flächen beziehen sich auf die Überflutungstiefen bei einem 100-jährlichen Hochwasser. Es wird farblich unterschieden zwischen blau eingefärbten Flächen, die Überschwemmungsflächen und potentielle Überschwemmungsflächen hinter einem Verkehrsdamm, Wall oder ähnlichem darstellen, und gelb bis rot eingefärbten Flächen, die potentielle Überschwemmungsflächen hinter Hochwasserschutzanlagen markieren. Neben den Überschwemmungsgrenzen eines 100-jährlichen Hochwassers enthalten die Karten das Überflutungsgebiet eines 10-jährlichen Hochwassers und eines Extremhochwassers. Abb. 12 ist zusammengestellt aus den Hochwassergefahrenkarten HWGK\_G-01, HWGK\_G-02, HWGK\_G-03 und HWGK\_G-04, die im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt erstellt wurden und auf den Seiten des HLUGs zum Download zur Verfügung stehen (Regierungspräsidium Darmstadt 2013). Die Karten sind im Original auch nochmals einzeln im Anhang zu finden (vgl. Anhang F).

Abb. 12: Überschwemmungsflächen innerhalb der Bulau und flussabwärts des Auwalds bis zur Mündung der Kinzig in den Main für ein HQ<sub>1,00</sub>, HQ<sub>1,00</sub> und HQ<sub>ex</sub>. Die eingefärbten Bereiche geben die Überflutungstiefe bei einem HQ<sub>1,00</sub> wieder. Der schwarz gestrichelte Bereich umrandet die Bulau. Quelle: Regierungspräsidium Darmstadt 2013.

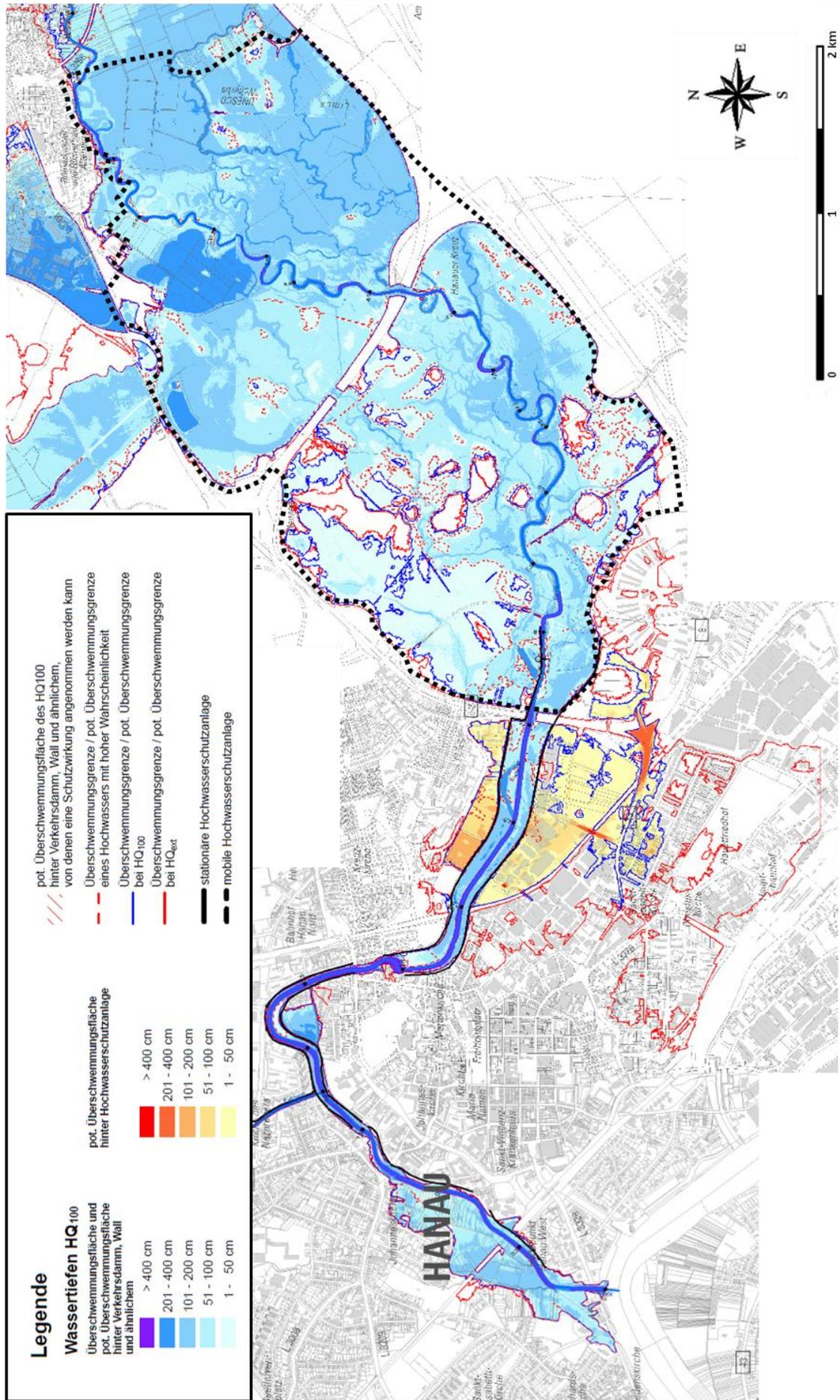


Abb. 12 zeigt, dass bei einem Jahrhunderthochwasser nahezu die gesamte Bulau überschwemmt wird. Das Überschwemmungsgebiet der Bulau ist im Vergleich zu den kleinen überschwemmten Bereichen im Stadtgebiet Hanau sehr groß. Auch das lässt bereits vermuten, dass die Bulau eine wichtige Funktion für den Hochwasserschutz in Hanau übernimmt. Im weiteren Verlauf wird daher die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz des Auwalds näher erfasst und falls möglich auch bewertet.

#### 4. Biophysikalische Strukturen und Prozesse

Vielfältige biophysikalische Strukturen und Prozesse im Ökosystem tragen dazu bei, dass die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz überhaupt erst ermöglicht wird. Im Folgenden wird zunächst dargestellt, wie ein Hochwasser entsteht. Hochwasser wird definiert als *„Zustand in einem oberirdischen Gewässer, bei dem der Wasserstand oder der Durchfluss einen bestimmten Schwellenwert erreicht oder überschritten hat“* (DIN 4049-1:1992-12) oder als eine *„zeitlich beschränkte Überflutung von Land, das normalerweise nicht mit Wasser bedeckt ist“* (Richtlinie 2007/60/EG, Kapitel 1, Artikel 2, Unterpunkt 1). *„In der Praxis werden Wasserstände als Hochwasser bezeichnet, ab denen Ausuferungen und Überschwemmungen eintreten“* (HMUELV 2007: 6). Die Ursache eines Hochwassers ist immer eine zu hohe Abflussbildung und -konzentration im Vorfluter (Schulte et al. 2007). Als Abfluss wird quantitativ *„[...] das Wasservolumen  $Q$  [ $m^3/s$  oder  $l/s$ ], das unter Einfluss der Schwerkraft in einer bestimmten Zeiteinheit einen definierten, oberirdischen Fließquerschnitt durchfließt und einem Einzugsgebiet zugeordnet werden kann“* bezeichnet (DIN 4049-1:1992-12). Abfluss entsteht durch Niederschlag, abzüglich der Verdunstung und der Änderung der Wasserspeicher, beispielsweise die Zwischenspeicherung von Niederschlag in Form von Schnee oder Eis (Schulte et al. 2007: 453). Im Vorfeld eines Hochwassers führen unterschiedliche Faktoren zu einer hohen Abflussbildung und -konzentration, dabei können anhaltende Regenfälle, Starkregen oder das Einsetzen einer Schneeschmelze ein Hochwasser auslösen (HMUELV 2007: 7). Verschärft wird die Situation, wenn beispielsweise die Böden des Einzugsgebiets bereits durch vorangegangene Niederschlagsereignisse gesättigt sind und somit die Abflussbereitschaft erhöht ist (Dittrich & Worm 2006: 9).

Eine Hochwasserwelle setzt sich zu unterschiedlichen Teilen aus drei verschiedenen Arten von Abflüssen zusammen, diese sind:

*Oberflächenabfluss* ( $Q_o$ ) Der Oberflächenabfluss fließt dem Vorfluter innerhalb weniger Stunden oberirdisch zu, ohne in den Boden zu infiltrieren. Auslöser sind entweder, dass

mehr Niederschlag fällt, als in den Boden versickern kann oder der Oberboden bereits mit Wasser gesättigt ist bzw. der Grundwasserspiegel soweit angestiegen ist, dass der Boden kein weiteres Wasser aufnehmen kann (Schulte et al. 2007: 458).

**Zwischenabfluss ( $Q_i$ )** Der Zwischenabfluss entsteht durch Niederschlagswasser, das in den Boden infiltriert, jedoch größtenteils parallel zwischen Erdoberfläche und Grundwasserspiegel fließt, aufgrund einer wasserstauenden oder geringleitenden Schicht im Untergrund. Der Zwischenabfluss erreicht den Vorfluter erst nach dem Oberflächenabfluss (Schulte et al. 2007: 458).

Oberflächen- und Zwischenabfluss bilden zusammen den Direktabfluss ( $Q_D$ ) (Schulte et al. 2007).

**Basisabfluss ( $Q_B$ )** Als Basisabfluss wird das Wasser in der gesättigten Grundwasserzone bezeichnet, das dem Vorfluter zeitlich stark verzögert aus dem Grundwasserkörper zufließt (Schulte et al. 2007: 462, Meßer 2013: 12).

In Abb. 13 ist der typische Ablauf einer Hochwasserwelle dargestellt, bestehend aus Oberflächen-, Zwischen- und Basisabfluss. Die rot eingefärbte Abflussganglinie wird als Hochwasserganglinie bezeichnet (Schulte et al. 2007: 461 f.).

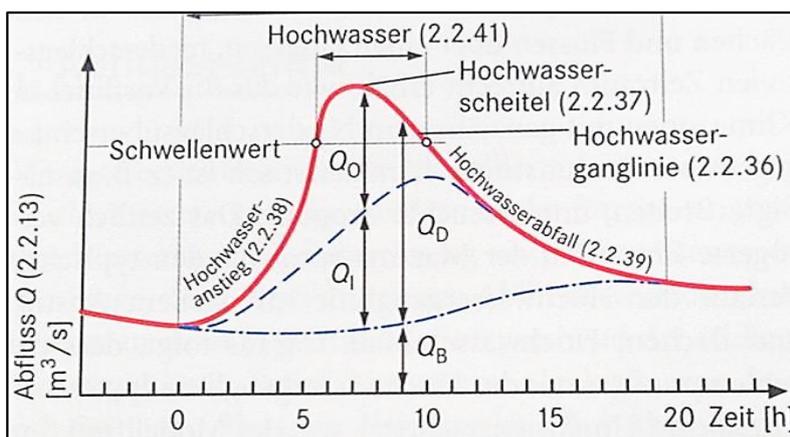


Abb. 13: Schematischer Ablauf und Zusammensetzung einer Hochwasserwelle aus Oberflächenabfluss ( $Q_0$ ), Zwischenabfluss ( $Q_i$ ) und Basisabfluss ( $Q_B$ ) (Schulte et al. 2007: 461, Abb. 12.28).

Der Scheitel der Hochwasserganglinie in Abb. 13 markiert das Abflussmaximum der Hochwasserwelle und wird als Hochwasserscheitel bezeichnet (Wojciech 2010: 9). Dieser wird durch den maximalen Oberflächenabfluss im Einzugsgebiet ausgelöst, der als erster der drei Abflussarten im Vorfluter eintrifft. Der Zwischenabfluss hat eigentlich einen größeren Anteil an der Hochwasserwelle, erreicht den

Vorfluter jedoch erst zeitlich verzögert und führt zusammen mit dem Basisabfluss zum flachen Abfall der Hochwasserwelle. Maßgeblich beeinflusst wird die Ausprägung einer Hochwasserwelle durch den Oberflächen- und Zwischenabfluss im Einzugsgebiet, also zusammengefasst durch die Höhe des Direktabflusses. Der Basisabfluss ist im Verlauf des Hochwasserereignisses nur leicht erhöht und erreicht erst zum Ende des Hochwassers den Vorfluter. Die Hochwasserspitze kann zusätzlich durch die Überlagerung von Hochwasserwellen verschiedener Zuflüsse beeinflusst werden (Schulte et al. 2007: 461 f.). Dies ist jedoch kein Prozess, der durch das Ökosystem selbst gesteuert wird und ist daher für diese Arbeit nicht relevant. Als wichtiger Aspekt im Vorfeld eines Hochwassers wird somit die Ausprägung des Direktabflusses festgehalten. Durch abflussreduzierende Prozesse im Ökosystem kann der Direktabfluss reduziert bzw. gering gehalten werden. Dies ist z.B. der Fall, wenn das Ökosystem eine hohe Evapotranspiration aufweist, wodurch Abfluss vollständig vermieden wird. Als Evapotranspiration wird die Transpiration der Vegetation, sowie die Verdunstung von Boden-, Gewässer- und Pflanzenoberflächen bezeichnet (Meßner 2013: 11). Ein weiterer wichtiger Prozess ist die Interzeption, der Rückhalt von Niederschlag an der Vegetation. Auch diese kurzfristige Speicherleistung vermeidet hochwasserrelevanten Abfluss (Wojciech 2010: 14, 21). Ein Teil des zurückgehaltenen Wassers verdunstet dabei sogar. Darüber hinaus fördert die Interzeption auch die zeitverzögerte Infiltration des Niederschlagswassers in den Boden, wodurch ebenfalls Oberflächenabfluss vermieden wird.

Sobald die Hochwasserwelle ausgebildet ist, kann das Ökosystem den Hochwasserscheitel durch die Retention, den Rückhalt von ausuferndem Wasser in der Fläche, reduzieren (Scholz et al. 2012: 21). Dabei verlangsamt die Rauigkeit der Aue die Fließgeschwindigkeit der überschüssigen Wassermassen und sorgt für eine Zwischenspeicherung des Wassers in der Fläche und eine zeitverzögerte Abgabe (Scholz et. al 2012: 21, Damm et. al 2011: 23). *„Als Retentionsräume werden Gebiete ausgehalten, die unter Beachtung der Abflussaufteilung zwischen dem Gewässerbett und den Vorländern, der Geschwindigkeitsverteilungen und Überflutungshöhen in den Vorländern sowie örtlichen Besonderheiten (z. B. Flutmulden, Bewuchs u. ä.) nicht dem Abflussbereich zuzuordnen sind“* (HLUG 2004: 4). Das Retentionsvolumen umfasst sowohl einen oberirdischen Einstau von Wassermassen, als auch die Zwischenspeicherung in einem unterirdischen Porenraum, falls dieser noch nicht gesättigt ist (Russi et al. 2013: 22, Tab. 3.1). Im Fall eines Hochwassers bietet die Bulau einen Retentionsraum mit vielen kleinen Mulden, Senken und Altarmen der Kinzig (vgl. Abb. 14).



Abb. 14: Eine mit Wasser gefüllte Mulde in der Bulau. Eigene Aufnahme.

In Ditter (1991) heißt es zur Retentionsfähigkeit der Bulau, der Auwald *„übt eine starke Retentionswirkung auf die ihn erreichende Hochwasserwelle aus. Zahlreiche Altarme und Hochwasserabflussrinnen sind in der Lage, den Wellenscheitel durch ihren zusätzlichen Speichereffekt zu kappen“* (Ditter 1991: 58 f.).

Die Reduktion des Direktabflusses und die Retention werden zusätzlich durch die Topographie, Bodenbedeckung bzw. Vegetation, sowie durch den Boden und die Geologie im Ökosystem beeinflusst (Dittrich & Worm 2006: 9):

*Bodenbedeckung/  
Vegetation*

Die Art und die Dichte der Vegetation beeinflussen maßgeblich die Interzeption und die Evapotranspiration. Vor allem die Interzeption kann bei kleineren und mittleren Hochwasserereignissen von großer Bedeutung sein (Wojciech 2010: 23). Grasland kann beispielsweise zwei und Wald bis zu fünf Liter Niederschlag pro Quadratmeter speichern (Wojciech 2010: 21). Die Streuschicht unter Wald weist im Durchschnitt eine Interzeptionskapazität von etwa zwei Litern Niederschlag pro Quadratmeter auf (Dittrich & Worm 2006: 14). Infolge der Zwischenspeicherung verdunstet der gefallene Niederschlag wieder, wodurch der „Bewuchsspeicher“ mehrfach wirken kann (Wojciech 2010: 21).

Niederschlagswasser infiltriert in Abhängigkeit der Bedeckung und des Bewuchs zunächst in den Oberboden (Schulte et al. 2007: 457). Eine gute Durchwurzelung oder eine Bodenbedeckung aus organischem Material fördern die Infiltration. Ebene Waldböden bieten optimale Infiltrationseigenschaften, aufgrund der *„organischen Auflage und dem humus- und porenreichen Boden“*. Hier liegt die In-

filtrationsrate durchschnittlich bei etwa 60-75 mm/h (VDG 2003). In einem Waldgebiet ist daher kaum mit Oberflächenabfluss zu rechnen (Dittrich & Worm 2006: 10). Vor allem bei lokalen Starkregenereignissen leistet Wald einen effizienten Beitrag zum Hochwasserschutz (LWF 2004: 57). Die durchschnittliche Infiltrationsrate von Weideflächen beträgt z.B. nur 20 mm/h (VDG 2003).

Je dichter und heterogener die Vegetation, desto höher ist auch die Rauigkeit. Das verlangsamt den Oberflächenabfluss, sodass mehr Wasser zurückgehalten werden kann (Dittrich & Worm 2006: 15).

*Boden & Geologie* Bei größeren Niederschlagsmengen sickert das Wasser weiter in die unteren Bodenschichten, sofern kein stauender Bodenhorizont vorliegt. Die Wasserleitfähigkeit variiert in Abhängigkeit von Dichte und Porosität des Bodens. Mittel- und Feinporen mit Durchmessern  $< 10 \mu\text{m}$  unterbinden eine weitere Versickerung. Am schnellsten perkoliert das Sickerwasser durch weite Grobporen ( $> 50 \mu\text{m}$ ). Enge Grobporen ( $10\text{-}50 \mu\text{m}$ ) verlangsamen die Versickerung bereits deutlich (Schulte et al. 2007: 457 f., AG Boden 2005: 343, Tab. 69). Die Höhe der Infiltrationsrate ist somit zusätzlich von der Art des Substrats abhängig. Auch das unterirdische Retentionsvolumen ist vom Porenvolumen der Bodenart abhängig. Das Volumen der Mittelporen eines Bodens gibt die maximal speicherbare Niederschlagsmenge eines Bodens an. Je nach Boden variiert die Speichermenge zwischen 100 - 300 mm Niederschlag (Dittrich & Worm 2006: 9). Boden ist somit ein besonders leistungsfähiger Wasserspeicher und kann bis zum hundertfachen der Wassermenge des Bewuchses speichern (Wojciech 2010: 24).

*Topographie* Gebietsform, Hangneigung und Oberflächenstrukturen steuern den Fließvorgang des abflusswirksamen Niederschlags und daher auch die Abflusskonzentration. Mit zunehmendem Gefälle nimmt die Infiltrationsrate ab und führt zu einer Zunahme des Oberflächenabflusses. Die Gestalt des Vorlandes beeinflusst auch das Retentionsvolumen, positiv wirken sich maximal geringe Gefälle und eine Vielzahl an Geländemulden aus (Dittrich & Worm 2006: 15, Schulte et al. 2007: 457, Wojciech 2010: 26). Es wird geschätzt, dass kleine und kleinste Geländemulden etwa zehn Liter Niederschlag pro Quadratmeter zurückhalten können (Wojciech 2010: 26).

## 5. Die Ökosystemfunktion

*Ökosystemfunktion* Die zentralen Prozesse und Strukturen innerhalb des Ökosystems, die zur Bereitstellung einer Ökosystemdienstleistung führen (TEEB 2010a: 15, Abb. 5).

In Russi et al. (2013) wird die Ökosystemfunktion für die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz beispielsweise als „*Water flow regulation and control*“ bezeichnet (Russi et al. 2013: 9, Tab. 2.1). In Roberts & Leitch (1997) wird für dieselbe Ökosystemdienstleistung das „Retentionsvolumen“ als Ökosystemfunktion definiert (Roberts & Leitch 1997: 4). Wie Kapitel 4 gezeigt hat, führen zwei zentrale Prozesse und Strukturen in der Aue zur Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz:

- (1) Regulierung des Direktabflusses
- (2) Retention

Die Regulierung des Direktabflusses kann bereits im Vorfeld eines Hochwassers den hochwasserwirksamen Abfluss reduzieren. Prinzipiell kann jedes beliebige Ökosystem eines Einzugsgebiets zu einem geringen Direktabfluss beitragen. Die Retention von ausuferndem Wasser ermöglichen nur Ökosysteme entlang des Flusses. Zusammenfassend wird im Rahmen dieser Arbeit die Ökosystemfunktion der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz als „Regulierung des Direktabflusses und Retention“ bezeichnet.

### 5.1. Quantifizierung der Ökosystemfunktion

Zur Quantifizierung der Ökosystemfunktion müssen zunächst geeignete Indikatoren definiert werden. De Groot et al. (2010) bezeichnet Indikatoren, die beschreiben welche Prozesse und Komponenten des Ökosystems die Ökosystemdienstleistung erbringen und in welchem Maß diese zur Verfügung stehen, als Zustandsindikatoren („*State indicator*“) (De Groot et al. 2010: 262). Mit der Erfassung von Zustandsindikatoren kann der Ist-Zustand des Ökosystems dargestellt werden. „*Information on the state of ecosystems is fundamental for assessing their capacity to deliver ecosystem services*“ (Russi et al. 2013: 21). Zur Quantifizierung der Ökosystemfunktion der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz werden in der Literatur verschiedene Zustandsindikatoren verwendet. Ursache für die Vielzahl an Indikatoren ist das Fehlen einheitlicher Vorgaben zur Erfassung von Ökosystemdienstleistungen. Dadurch werden für die verschiedenen Zielstellungen der einzelnen Studien jeweils unterschiedliche Indikatoren gewählt, in Abhängigkeit der jeweiligen Ökosystemdienstleistung und Ökosystemfunktion. In einigen Studien wird beispielsweise lediglich die Hochwasserretention betrachtet, in anderen allgemein die Minderung von Naturgefahren oder speziell die Abflussregulierung (vgl. Kapitel 2.3). Demzufolge variieren auch die angegebenen Ökosystemfunktionen, falls diese überhaupt definiert werden, und auch die Indikatoren zur Quantifizierung. De Groot et al. (2010)

schlägt als Zustandsindikator für die Ökosystemfunktion der Ökosystemdienstleistung „*Natural Hazard Mitigation*“ das Retentionsvolumen [m<sup>3</sup>] vor (De Groot et al. 2010: 263, Tab. 1). In Russi et al. (2013) werden für die Ökosystemdienstleistung „*Water regulation*“ gleich mehrere Indikatoren definiert, die „Infiltrationsrate“, sowie das „oberirdische und unterirdische Retentionsvolumen“ (vgl. Russi et al. 2013: 22, Tab. 3.1). In Scholz et al. (2012) wurde das Retentionsvermögen durch die Indikatoren „Auenbreite und -fläche“ sowie „hydraulische Rauigkeit“ abgebildet (Scholz et. al 2012: 192, 197). Posthumus et al. (2010) verwenden für die Ökosystemdienstleistung „*Floodwater storage*“ den Indikator „*Time to fill capacity*“ (Posthumus et al. 2010: 1514):

$$T = \frac{S}{86.400 * Q_{med}} \quad (1)$$

T		Index der Retention [Tage]
S		Retentionsvolumen [m <sup>3</sup> ]
Q <sub>med</sub>		Mittlerer, jährlicher Hochwasserabfluss [m <sup>3</sup> /s]

Nedkov & Burkhard (2012) quantifizieren die Hochwasserregulierung durch die Indikatoren „Infiltrationskapazität“, „Oberflächenabfluss“ und „Maximalabfluss“. Diese Indikatoren werden nicht in allen Publikationen explizit im Zusammenhang mit der Quantifizierung der Ökosystemfunktion genannt, sondern oftmals als Indikatoren der Ökosystemdienstleistung vorgestellt. Prinzipiell können die Zustandsindikatoren je nach Betrachtungsschwerpunkt, der Datenlage oder in Abhängigkeit einer darauf aufbauenden Bewertung, beliebig gewählt werden.

Zur Quantifizierung der Ökosystemfunktion „Regulierung des Direktabflusses und Retention“ im Rahmen dieser Arbeit, werden für die Retentionsleistung der Bulau sowohl das oberirdische, als auch das unterirdische Retentionsvolumen in [m<sup>3</sup>] berechnet (vgl. De Groot et al. 2010, Russi et al. 2013). Als Zustandsindikator für den zweiten Teilaspekt, die Regulierung des Direktabflusses, wird die Höhe dieses Abflusses in der Bulau quantifiziert (ähnlich wie bei Nedkov & Burkhard 2012).

### 5.1.1. Quantifizierung des Retentionsvolumens

#### (1) Oberirdisches Retentionsvolumen

Da es letztendlich um die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz mit positiven Auswirkungen auf das Wohlbefinden des Menschen geht, wird nur das Retentionsvolumen berechnet, das im Überschwemmungsfall auch tatsächlich benötigt wird und einen Beitrag zum Hochwasserschutz leistet. Demnach kann ein Unterschied bestehen zwischen dem maximal möglichen Retentionsvolumen der Bulau und dem tatsächlich beanspruchten Volumen. Um den größtmöglichen Einfluss des Auwalds

bei Hochwasser abzuschätzen, sollte das Retentionsvolumen z.B. für ein Extremhochwasser berechnet werden.

Seit 2007 besteht die EG-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (EG-HWRM-RL) der Europäischen Union. Dadurch werden in jedem Einzugsgebiet die Hochwasserrisiken bewertet und gegebenenfalls ein Hochwassermanagementplan erarbeitet (Müller 2010: 335). Im Zuge dessen werden auch Hochwassergefahrenkarten mit den Überschwemmungsgrenzen und Überflutungstiefen verschieden großer Hochwasserereignisse für das jeweilige Einzugsgebiet erstellt. Diese Daten können bei der zuständigen Behörde erworben werden und zwar in Form von Shapefiles, mit den Überflutungsgrenzen, und Rasterdaten, die die Überflutungstiefen enthalten. In der EU müssen für alle gemeldeten Hochwasserrisikogebiete Hochwassergefahren- und Risikokarten vorliegen. Allerdings variiert die Auswahl der Eintrittswahrscheinlichkeit der berücksichtigten Hochwasser. Zumindest in Deutschland liegen für alle Risikogebiete Karten für ein  $HQ_{100}$  vor, da dieses als Hochwasser mittlerer Eintrittswahrscheinlichkeit festgelegt wurde. Aufgrund der unterschiedlichen Verwaltungsstrukturen sind die Zuständigkeiten für die Erstellung dieser Karten verschieden, in Hessen sind z.B. die Regierungspräsidien dafür verantwortlich (persönliche Kommunikation, Winfried Hansmann (Regierungspräsidium Darmstadt), 17.09.2014). Mithilfe eines Geographischen Informationssystems lässt sich aus diesen Daten das oberirdische Retentionsvolumen eines Untersuchungsraums berechnen, vorausgesetzt, das betrachtete Untersuchungsgebiet liegt innerhalb des offiziell erfassten Überschwemmungsgebiets. Für die Bulau war das der Fall, so dass die Shapefiles und Rasterdatensätze (Auflösung  $2 \times 2 \text{ m}$ ) für ein kleines ( $HQ_{10}$ ), mittleres ( $HQ_{100}$ ) und ein großes Hochwasser ( $HQ_{ex}$ ) vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) bezogen werden konnten. Die Berechnung des oberirdischen Retentionsvolumens wurde interessehalber und zum Vergleich der Ergebnisse, für alle drei statistischen Hochwasser durchgeführt. Eine genaue Beschreibung der Berechnung ist im Anhang zu finden (Anhang C). In Tab. 3 sind die berechneten oberirdischen Retentionsvolumina der Bulau für ein  $HQ_{10}$ ,  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  dargestellt.

Tab. 3: Oberirdische Retentionsvolumina der Bulau bei einem  $HQ_{10}$ ,  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$ .  
Datengrundlage: Rasterdatensätze mit Überflutungstiefen (HLUG). Eigene Berechnung.

Hochwasser	Oberirdisches Retentionsvolumen der Bulau [ $\text{m}^3$ ]
$HQ_{10}$	2.674.582
$HQ_{100}$	4.597.853
$HQ_{ex}$	5.928.655

Die Bulau speichert bei einem 10-jährlichen Hochwasser bereits knapp 2,7 Mio. Kubikmeter Wasser. Bei einem Extremhochwasser sind es etwa 6 Mio. Kubikmeter. Mit den Ergebnissen aus Tab. 3 kann

eine mittlere Einstauhöhe in der Bulau berechnet werden. Für ein Extremhochwasser ergibt sich mit dem Wert aus Tab. 3 und der überschwemmten Fläche der Bulau von 538 ha (604 ha abzüglich des nicht überschwemmten Bereichs, der Fläche des Erlensees und der Kinzig selbst) eine durchschnittliche Einstauhöhe von 1,10 m. Bei einem 100-jährlichen Hochwasser beträgt die mittlere Einstauhöhe 0,86 m. Dies bestätigen auch die Hochwassergefahrenkarten des HLUGs (vgl. Abb. 12 bzw. Abb. 15). In Abb. 15 sind die Überschwemmungsbereiche noch einmal graphisch in Abhängigkeit der Überflutungstiefen dargestellt. Zu beachten ist hierbei, dass auch der Erlensee (größerer, dunkel eingefärbter Bereich) und die Kinzig selbst mit dargestellt sind. Beide zählen nicht zum eigentlichen Retentionsvolumen des Auwalds aus Tab. 3.

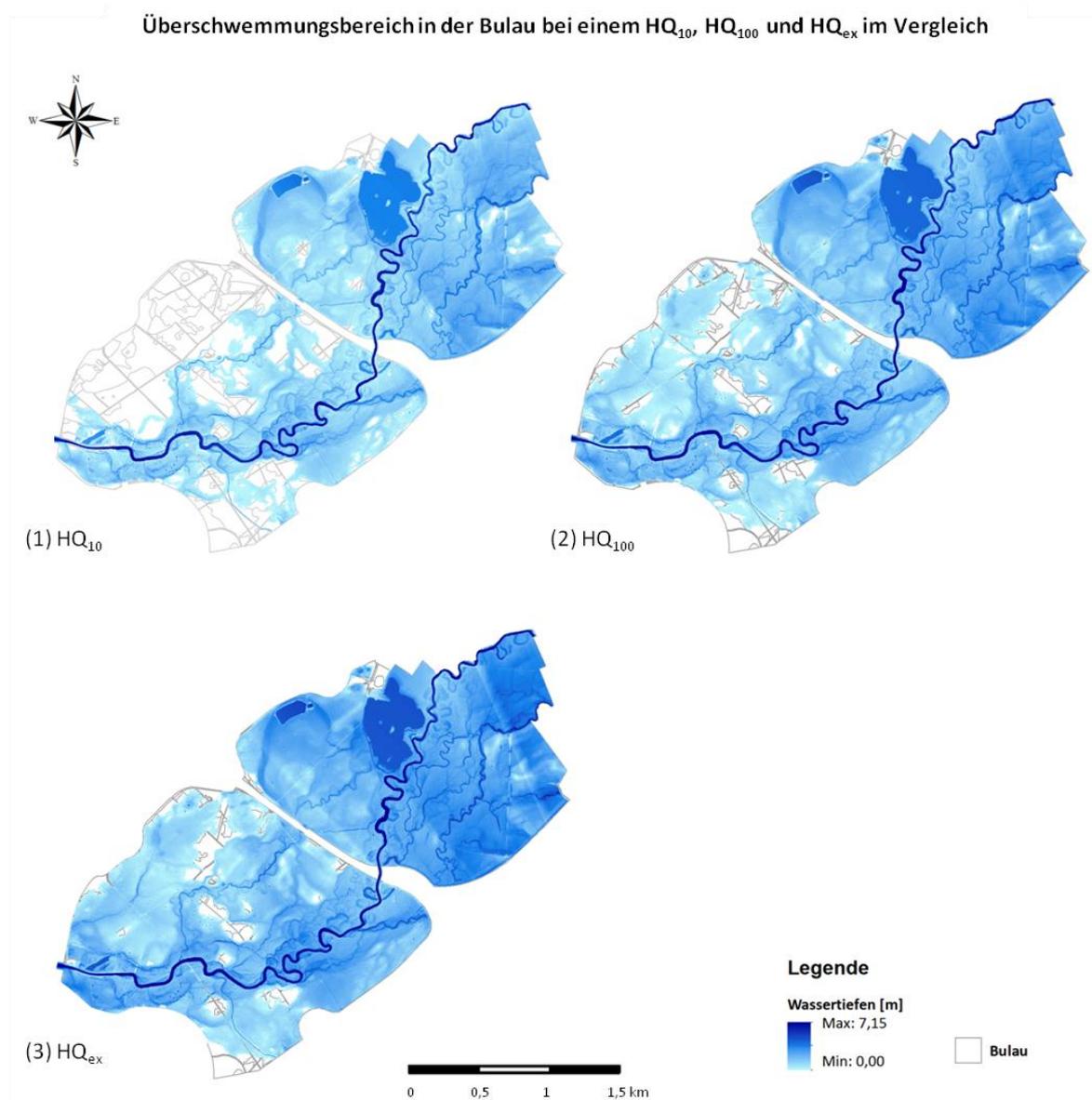


Abb. 15: Überschwemmungsbereich und Einstautiefen in der Bulau bei einem  $HQ_{10}$ ,  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  im Vergleich. Datengrundlage: Rasterdatensätze mit Überflutungstiefen (HLUG). Eigene Darstellung.

Abb. 15 zeigt, dass selbst bei einem 10-jährlichen Hochwasser bereits weite Teile der Bulau als Retentionsraum beansprucht werden. Bei einem Jahrhunderthochwasser und bei einem Extremhochwasser wird nahezu der gesamte Auwald überflutet.

## *(2) Unterirdisches Retentionsvolumen*

Die unterirdische Retention von Hochwasser fand laut Ming et al. (2006) bisher nur wenig Beachtung. Dabei können Auenböden, die noch nicht die Sättigungsgrenze erreicht haben, Wasser aufnehmen und die Hochwasserspitze verringern (Ming et al. 2006: 218).

Das Gesamtvolumen eines Bodenausschnitts setzt sich aus dem Feststoffvolumen und dem Porenvolumen zusammen. Das Feststoffvolumen besteht sowohl aus organischen Bestandteilen (80-85 % Humus, 10-15 % Edaphon, 10 % lebende Pflanzenwurzeln), als auch aus mineralischen Bodenbestandteilen, die ein Gemisch unterschiedlicher Korngrößen darstellen (Faust et al. 2007: 366). Auf Grundlage der Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens wird die Bodenart definiert (AG Boden 2005: 140 f.). Das Porenvolumen umfasst hingegen die Räume zwischen den Partikeln, die entweder mit Wasser oder Luft gefüllt sind. Dieses Porensystem ist überwiegend von der Korngrößenverteilung abhängig und kann nach Größe (Durchmesser), Gestalt (Verteilung), Form und Vernetzung (Kontinuität) der Poren differenziert werden. Entsprechend der Äquivalentdurchmesser der Poren werden Grob-, Mittel- und Feinporen unterschieden (Faust et al. 2007: 372).

Zur Abschätzung des unterirdischen Retentionsvolumens wird das Gesamtporenvolumen der Bodenart benötigt, die „Gesamtheit aller luft- und /oder wassergefüllten Hohlräume bezogen auf das Gesamtvolumen eines Bodens [...] [%]; Summe aus Totwasser, nutzbarer Feldkapazität (=Feldkapazität) und Luftkapazität“ (AG Boden 2005: 393). Da die Bulau aus verschiedenen Bodentypen besteht, wird nur die Bodenart des Auenbodens betrachtet, da dieser flächenmäßig den größten Anteil ausmacht. Zur Abschätzung des Gesamtporenvolumens der Bodenart werden demnach mit dem Welkepunkt (Totwasser), der nutzbaren Feldkapazität und der Luftkapazität Kennwerte zum Wasser bzw. Lufthaushalt benötigt (s. Tab. 4).

Tab. 4: Übersicht der Kennwerte zum Wasser- und Lufthaushalt. Quelle: AG Boden 2005: 343, Tab. 69.

<b>Saugspannung [hPa]</b>	< 60	60 bis < 300	300 bis < 15000	≥ 15000
<b>pF-Wert</b>	< 1,8	1,8 bis < 2,5	2,5 bis < 4,2	≥ 4,2
<b>Porenäquivalent [µm]</b>	> 50	50 bis > 10	10 bis > 0,2	≤ 0,2
<b>Porenbezeichnung</b>	weite Grobporen	enge Grobporen	Mittelporen	Feinporen
<b>Bodenwasser</b>	schnell bewegliches Sickerwasser	langsam bewegliches Sickerwasser	pflanzenverfügbares Haftwasser	nicht pflanzenverfügbares Haftwasser
<b>Kennwerte</b>	<b>Luftkapazität</b>	<b>Nutzbare Feldkapazität</b>		<b>Totwasser</b>
		<b>Feldkapazität</b>		
	<b>Gesamtporenvolumen</b>			

In den Grobporen eines Bodens kann sich das Wasser frei bewegen, in den Mittel- und Feinporen wird es aufgrund von Bindungskräften zurückgehalten. Bindungskräfte, die zwischen den Wassermolekülen und der Bodenmatrix wirken, werden als Adsorptionskräfte bezeichnet (Adhäsion). Menisken- bzw. Kapillarkräfte treten zwischen den Wassermolekülen selbst auf (Kohäsion). Die Bindungskräfte werden in Hektopascal (hPa) gemessen und mit einem negativen Druck der Wasser- bzw. Saugspannung gleichgesetzt, aus dem dekadischen Logarithmus resultiert der sogenannte pF-Wert (AG Boden 2005: 342).

Die Feldkapazität (FK) gibt die Menge des Bodenwassers in Volumenprozent an, die maximal gegen die Schwerkraft im Boden gespeichert werden kann (pF-Wert ≥ 1,8) (AG Boden 2005: 392). Die Einheit der Feldkapazität kann u.a. als [Vol.-%] oder [mm/dm] angegeben werden. Die Feldkapazität setzt sich aus der nutzbaren Feldkapazität und dem permanenten Welkepunkt (bzw. Totwasser) zusammen. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) gibt die pflanzenverfügbare Menge des Bodenwassers in den engen Grobporen und Mittelporen an (pF-Wert 1,8-4,2). Der permanente Welkepunkt (PWP) markiert hingegen den nicht pflanzenverfügbaren Wassergehalt, der in den Feinporen gespeichert wird. Da die Saugspannung der Pflanzenwurzeln die Wasserbindungskräfte nicht mehr überwinden können, beginnen die Pflanzen zu welken. Das nicht nutzbare Bodenwasser wird als Totwasser bezeichnet (pF-Wert ≥ 4,2) (AG Boden 2005: 403 f., 411).

Die Werte der Feldkapazität und der nutzbaren Feldkapazität wurden für den Auenboden der Bulau aus den Themenkarten der Bodenflächendaten 1:50.000 (BFD 50) des HLUG entnommen (s. Anhang A: Abb. Anhang 1 & Abb. Anhang 2). Die (nutzbare) Feldkapazität wird mithilfe der Bodenart und Packungsdichte für jeden Bodenhorizont ermittelt. Die berechneten Werte der einzelnen Horizonte werden anteilig und bezogen auf 100 cm aufaddiert (HLUG 2014a). Für den exemplarisch betrachteten Auenboden wird für 100 cm Profiltiefe eine hohe Feldkapazität zwischen 390 und 520 mm ange-

geben. Die nutzbare Feldkapazität liegt zwischen 140 und 200 mm. Im Folgenden wird jeweils mit dem Mittelwert weiter gearbeitet (FK = 455 mm, nFK = 170 mm). Durch Subtraktion der nutzbaren Feldkapazität von der Feldkapazität erhält man den Totwasseranteil von 285 mm (455 mm – 170 mm = 285 mm). Diese Werte können analog in Volumenprozent angegeben werden, eine Feldkapazität von 455 mm / 10 dm (Profiltiefe 100 cm) entspricht zum Beispiel 45,5 Vol.-% bezogen auf das Gesamtporenvolumen des Bodens.

Zur Vervollständigung der mittleren Zusammensetzung des Gesamtporenvolumens des Auenbodens fehlt noch die Luftkapazität. Dieser Wert kann mit den vorhandenen Daten der nutzbaren Feldkapazität, der Feldkapazität und dem Welkepunkt aus Tab. 70 der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005: 344) entnommen werden. Bei einer Feldkapazität von 45 %, einer nutzbaren Feldkapazität von 17 % und einem Totwasseranteil von 28 % entspricht die Luftkapazität 8 %. Diese Kennwerte werden zwei Bodenarten zugeordnet, stark tonigem Lehm (Lt3) und stark schluffigem Ton (Tu3). Im Fall der Bulau ist die Bodenart wahrscheinlich stark toniger Lehm, aufgrund des Hochflutlehms. Das Gesamtporenvolumen des Auenbodens setzt sich im Mittel folgendermaßen zusammen [Vol.-%]:

Feldkapazität	45,5 (Welkepunkt 28,5 und nFK 17)
Luftkapazität	8
Gesamtporenvolumen	53,5

Bezogen auf das Gesamtvolumen nimmt das Porenvolumen 53,5 Vol.-% des Auenbodens ein. 28,5 Vol.-% davon sind jedoch permanent mit Totwasser gefüllt und stehen nicht mehr als freies Retentionsvolumen im Überschwemmungsfall zur Verfügung. Das maximale Retentionsvolumen setzt sich nur aus der nutzbaren Feldkapazität und der Luftkapazität zusammen und macht insgesamt 25 Vol.-% des Bodens aus. Dabei wird jedoch davon ausgegangen, dass der gesamte pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicher, die nutzbare Feldkapazität, wasserfrei ist. Für eine realistische Berechnung müsste zusätzlich eine mittlere Bodenvorfeuchte ermittelt und davon abgezogen werden. Auch die Porenkontinuität wird bei dieser Abschätzung vernachlässigt, da in einem Boden normalerweise nicht alle Poren miteinander verbunden sind und mit Wasser gefüllt werden können.

Trotzdem kann mit diesen Angaben vereinfacht das unterirdische Retentionsvolumen der Bulau für ein bestimmtes Hochwasser berechnet werden. Dazu wird die Retentionsfläche des Auwaldes mit der Retentionstiefe und dem verfügbaren Porenraum multipliziert. Berechnet wird das Retentionsvolumen bei einem Extremhochwasser, um näherungsweise die maximale unterirdische Retention abzubilden. Wie in Abb. 15 bereits zu sehen war, wird bei einem  $HQ_{ex}$  nahezu die gesamte Bulau bean-

spricht (ebenso bei einem  $HQ_{100}$ , vgl. Abb. 15). Mithilfe der Daten des HLUGs wurde die überschwemmte Fläche bei einem  $HQ_{ex}$  im Bereich der Bulau berechnet, diese beträgt 538 ha. Wie in Kapitel 3.2 schon angedeutet, ist der Unterboden des Auenbodens grundwasserbeeinflusst und liegt über einer stauenden Schicht aus Hochflutlehm. Die genaue Lage des Grundwasserspiegels kann u.a. aufgrund der starken Schwankung nicht angegeben werden. Es ist jedoch anzunehmen, dass der Boden in weiten Teilen der Bulau bereits einen Meter unter der Geländeoberkante stark vom Grundwasser beeinflusst wird. Daher wird für die Berechnung eine maximale Retentionstiefe von einem Meter angenommen, das heißt bis maximal einen Meter unter der Erdoberfläche kann der verfügbare Porenraum im Fall eines Hochwassers mit Wasser gefüllt werden. Das maximale unterirdische Retentionsvolumens  $V_u$  wird mit Gleichung (2) abgeschätzt:

$$V_u = F_B \times h \times P \quad (2)$$

Überflutete Fläche der Bulau $F_B$ ( $HQ_{ex}$ )	538 ha bzw. 5.380.000 m <sup>2</sup>
Retentionstiefe $h$	1 m
Freier Porenraum $P$	25 Vol.-%

$$V_u = F_B \times h \times P = 5.380.000 \text{ m}^2 \times 1 \text{ m} \times 0,25 = 1.345.000 \text{ m}^3$$

Unter der Annahme, dass die Bulau nur aus Auenboden besteht, der Bodenspeicher leer ist und die Retentionstiefe nur einen Meter beträgt, wird bezogen auf ein Extremhochwasser ein maximales, unterirdisches Retentionsvolumen von 1.345.000 m<sup>3</sup> berechnet. Das entspricht unter Berücksichtigung der gesamten Fläche der Bulau von 604 ha, 2.227 m<sup>3</sup>/ha. Dieses Retentionsvolumen kann lediglich als eine erste Abschätzung gewertet werden, entspricht aber trotzdem in etwa anderen Literaturwerten. Nach Shultz & Leitch (2001) variiert das Bodenspeichervolumen beispielsweise zwischen 1.524 – 4.572 m<sup>3</sup>/ha. Im Schnitt werden 3.048 m<sup>3</sup>/ha gespeichert. Diese Abschätzung stammt aus vier Studien zu Auen im Norden der USA (s. Shultz & Leitch 2001: 4).

### 5.1.2. Quantifizierung der Regulierung des Direktabflusses

Die Quantifizierung des Direktabflusses bezieht sich nicht auf ein bestimmtes Hochwasserereignis, sondern auf die Darstellung des Mittelwerts im Jahresverlauf. Die Witterungsbedingungen können im Vorfeld eines Hochwassers sehr unterschiedlich ausfallen, daher soll durch diesen Teilaspekt der Ökosystemfunktion die allgemeine Abflusswirksamkeit der Bulau abgebildet werden. Durch die Berechnung des Direktabflusses wird dargestellt, ob das Ökosystem generell zu einer hohen Abflussbildung neigt oder wichtige abflussreduzierende Prozesse wie Evapotranspiration, Interzeption und Infiltration einen hohen Direktabfluss vermeiden. Wie bereits in Kapitel 4 dargestellt wurde, ist der

hochwasserrelevante Direktabfluss der Bulau gering, wenn die Evapotranspiration und die Grundwasserneubildung infolge der Infiltration hoch sind, vorausgesetzt, es fließt kein Wasser von außen zu (Wojciech 2010). „Unter Grundwasserneubildung wird der Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser zum Grundwasser verstanden“ (Meßer 2013: 8). Die Evapotranspiration vermeidet Abfluss vollständig und die Speisung des Grundwasserabflusses hat keine Relevanz für Hochwasserereignisse. Im Rahmen der Doktorarbeit von Nina Stiehr wurden der Direktabfluss, die Evapotranspiration und die Grundwasserneubildungsrate der Bulau nach dem Verfahren von Meßer mit einem Grundwasserhaushaltsmodell berechnet (Stiehr 2014). Die genaue Berechnungsweise des verwendeten Modells findet sich in Meßer (2013). Im Wesentlichen beruht die Berechnung auf der Wasserhaushaltsgleichung. Eingangsdaten waren der Niederschlag, Angaben zu den Klimatopen, Böden, Flurabständen und zur Flächennutzung bzw. Versiegelung in der Bulau. Die Ergebnisse der Berechnung in Tab. 5 sind als langjährige Mittelwerte zu verstehen und repräsentieren die mittlere Regulierung des Direktabflusses.

Tab. 5: Grundwasserneubildungsrate, Evapotranspiration und Direktabfluss in [mm/a] der Bulau. Quelle: Stiehr 2014; Berechnung: J. Meßer, Emscher und Lippe Wassertechnik.

Indikator	Bulau Ist-Zustand [mm/a]
Grundwasserneubildungsrate	115
Evapotranspiration	601
Zwischensumme der abflussreduzierenden Faktoren	716
Direktabfluss	20

Ohne Zufluss von außen beträgt die mittlere Grundwasserneubildungsrate der Bulau, bezogen auf 736 mm Niederschlag, im Jahr 115 mm. Das entspricht  $115 \text{ l/m}^2$ . Durch die Evapotranspiration verdunsten 601 mm pro Jahr. Somit beträgt der mittlere, jährliche Direktabfluss nur 20 mm.

### 5.1.3. Zusammenfassung der quantifizierten Zustandsindikatoren

In Tab. 6 sind die Ergebnisse der Quantifizierung der Ökosystemfunktion am Beispiel der Bulau zusammenfassend dargestellt.

Tab. 6: Übersicht der quantifizierten Zustandsindikatoren zur Darstellung der Ökosystemfunktion der Bulau.

<b>Regulierung des Direktabflusses (Jahresmittel)</b>	
Direktabfluss	20 mm/a
<i>Grundwasserneubildungsrate</i>	<i>115 mm/a</i>
<i>Evapotranspiration</i>	<i>601 mm/a</i>
<b>Retentionsvolumina bei Extremhochwasser</b>	
Oberirdische Retention	5.928.655 m <sup>3</sup>
Unterirdische Retention	1.345.000 m <sup>3</sup>

Die Quantifizierung der Ökosystemfunktion dient der Darstellung der zentralen hochwasserrelevanten Strukturen und Prozesse. Eine Wertung wird in diesem Kapitel nicht vorgenommen. Das erfolgt analog der Logik der Kaskade aus Abb. 1 erst im Kapitel Bewertung unter 7.3. Zustandsindikatoren bilden die Basis zur Beobachtung von Veränderungen im Ökosystem, zur Identifikation von ökologischen Problemen, die gegebenenfalls mit gezielten Maßnahmen behoben werden können, um die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung sicherzustellen (Russi et al. 2013: 21). Außerdem kann auf der Grundlage von Zustandsindikatoren eine Szenarioanalyse durchgeführt werden oder die Ausprägung der Indikatoren mit einem Leitbild verglichen werden, das für das Ökosystem aufgestellt wurde (vgl. Scholz et al. 2012, Posthumus et al. 2010).

Bisher wurde die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung durch das Ökosystem betrachtet. Die biophysikalischen Prozesse und Strukturen wurden dargestellt und mithilfe der Zustandsindikatoren die Ökosystemfunktion quantifiziert. Hiermit endet die Betrachtung der Seite des Ökosystems, es folgt die Erfassung des Benefits und die Darstellung des Werts der Ökosystemdienstleistung durch verschiedene Bewertungsansätze. Beides repräsentiert die gesellschaftliche Seite (vgl. Abb. 1).

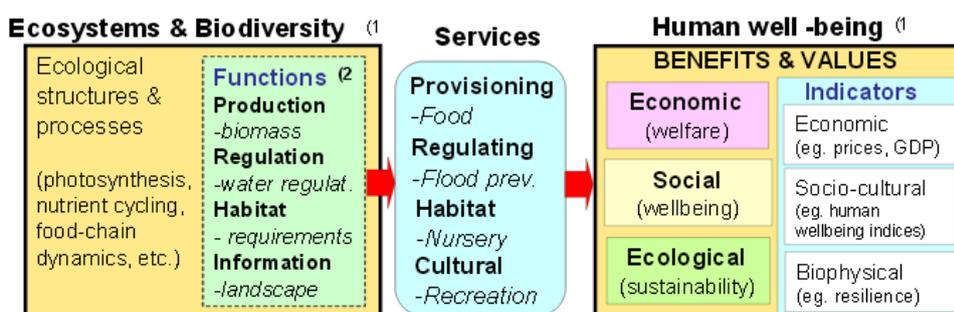
## 6. Der Benefit

Mit dem Benefit wird nun der Nutzen der Ökosystemdienstleistung für die Gesellschaft fokussiert. Der Benefit wird in dieser Arbeit definiert als, „positive Veränderung des Wohlbefindens durch die Erfüllung von Bedürfnissen und Wünschen“ (vgl. TEEB 2014). Die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz der Bulau trägt dazu bei, indem flussabwärts gelegene Anwohner und schadensempfindliche Flächen vor Überschwemmungen geschützt werden (s. Scholz et al. 2012). Dadurch wird eine Vielzahl unterschiedlicher Schäden vermieden, vom Schutz des Lebens, über Vermögensschäden bis hin zur Unterbrechung der Wirtschaftsaktivität (s. Müller 2010: 36, Abb. 2-12). Zudem bietet der

Hochwasserschutz des Auwalds der Bevölkerung ein Gefühl von Sicherheit. Sowohl die Schutzleistung, als auch das Gefühl von Sicherheit, sind umso ausgeprägter, je verletzlicher und anfälliger die Region für Hochwasser ist und je höher die Nachfrage nach Hochwasserschutz ist (nach MA 2005b: vi, Abb. A, Nedkov & Burkhard 2012). Ein weiterer Aspekt des Benefits ist, dass der Hochwasserschutz nicht durch eine technische Anlage erbracht werden muss, wodurch die Kommune hohe Kosten einspart (z.B. Leschine et al. 1997). In Abhängigkeit des Landes, in dem das betrachtete Untersuchungsgebiet liegt, stellt sich eventuell zusätzlich die Frage, ob der Hochwasserschutz des Ökosystems überhaupt durch technische Maßnahmen ersetzt werden kann, sei es aufgrund des technologischen Know-Hows oder der Verfügbarkeit solcher Gelder.

TEEB (2010a) teilt die unterschiedlichen Aspekte des Benefits in drei verschiedene Dimensionen ein. Unterschieden wird zwischen der ökonomischen, sozialen und ökologischen Dimension (s. Abb. 16).

Abb. 16: Ausschnitt aus der Kaskade nach TEEB (2010a) unter Berücksichtigung der ökonomischen, sozialen und ökologischen Dimension. Quelle: TEEB 2010a: 15, Abb. 5.



Am Beispiel der Ökosystemdienstleistung „Bereitstellung von Fisch“ werden die einzelnen Dimensionen in Tab. 7 vorgestellt.

Tab. 7: Darstellung der ökonomischen, sozialen und ökologischen Dimension des Benefits am Beispiel der Ökosystemdienstleistung „Bereitstellung von Fisch“. Quelle: nach TEEB 2010a: 11 f., 15, Abb. 5, 21 ff.

Betrachtungsdimension	Beschreibung des Benefits
Ökonomisch	Der tatsächliche Verbrauch der Ökosystemdienstleistung, wie die Fischentnahme für Nahrung oder Industrie.
Sozial	Die Bedeutung des Fisches, z.B. gemessen anhand von Nährstoffwerten, dem Fisch als Einkommensquelle oder „Teil der Lebensweise“.
Ökologisch	Die Kapazität des Ökosystems die Leistung bereitzustellen, in Bezug darauf, wie viel Fisch maximal nachhaltig entnommen werden kann

Die Einteilung des Benefits in diese drei Dimensionen hilft dabei, die verschiedenen Aspekte des Benefits einzuordnen, bzw. sie überhaupt zu erfassen, indem nicht nur die ökonomische Dimension fokussiert wird. Es stellt sich jedoch die Frage, inwiefern die ökologische Dimension tatsächlich be-

reits bei der Definition des Benefits berücksichtigt werden sollte. In Bezug auf den Fisch umfasst die ökologische Dimension nach Tab. 7 die maximale, nachhaltige Fischentnahme aus dem Ökosystem. Damit werden zwei verschiedene Aspekte betrachtet, zum einen die maximale Leistung, die das Ökosystem unabhängig von der Nachfrage nachhaltig bereitstellen kann und zum anderen eine gesicherte Bereitstellung der Leistung auch in Zukunft. Der eigentliche Nutzen für den Menschen ist hierbei jedoch erneut die Fischentnahme, die bereits mit der ökonomischen Dimension des Benefits abgedeckt wird und die Aspekte der sozialen Dimension. Die ökologische Dimension betrachtet einen weiteren Schritt, nämlich die Erhaltung des Benefits auch in Zukunft und gegebenenfalls eine Optimierung. Es sollte nicht mehr Fisch entnommen werden, als das Ökosystem wieder bereitstellen kann, um die Ökosystemdienstleistung in dieser Größenordnung auch in Zukunft zu gewährleisten. Falls jedoch die maximale, nachhaltige Entnahme von Fisch noch nicht erreicht ist, kann die Ökosystemdienstleistung noch erhöht werden. Beide Aspekte sind ganz essentielle Information, entsprechen allerdings bereits einer Bewertung und werden daher erst im nachfolgenden Kapitel berücksichtigt. In dieser Arbeit werden somit nur die ökonomische und soziale Dimension des Benefits der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutzes durch die Bulau betrachtet (vgl. Tab. 8).

Tab. 8: Darstellung der ökonomischen und sozialen Dimension des Benefits der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz. Quellen: nach TEEB 2010a: 11 f., 15, Abb. 5, 21 ff.; MA 2005b: vi, Abb. A.

Betrachtungsdimension	Beschreibung des Benefits
<i>Ökonomisch</i>	Schutz flussabwärts gelegener Gebiete vor Überschwemmungen. Hochwasserschutz muss nicht durch eine technische Anlage erbracht werden.
<i>Sozial</i>	Nachfrage nach Hochwasserschutz in Abhängigkeit der Verletzlichkeit (Vulnerabilität) der flussabwärts gelegenen Anwohner und Flächen bei Hochwasser; „Gefühl von Sicherheit“.

Auf ökonomischer Ebene betrachtet, verringert der Hochwasserschutz der Aue das Überschwemmungsgebiet flussabwärts, es entsteht weniger Schaden. Außerdem muss kein kostenintensives Hochwasserrückhaltebecken gebaut werden, da der Auwald selbst den Hochwasserscheitel reduziert. Auf sozialer Ebene betrachtet, bietet der Auwald den hochwassergefährdeten Anwohnern Schutz, das Gefühl von Sicherheit und verringert deren Vulnerabilität. Im schlimmsten Fall kann ein Hochwasser das Leben und die Existenz der Anwohner bedrohen. Prinzipiell könnten all diese Aspekte des Benefits auch quantifiziert werden. Beispielsweise kann die Reduktion des Überschwemmungsgebiets bzw. der Überflutungstiefen durch eine Modellierung dargestellt werden. Das ist jedoch im Rahmen dieser Arbeit aus Zeit- und Kostengründen sowie der begrenzten Datenverfügbarkeit nicht möglich. Inwiefern sich der Aufwand einer Quantifizierung lohnt, hängt von der Zielstellung einer Untersuchung ab. In dieser Arbeit liegt der Schwerpunkt auf der Diskussion der Möglichkeit

einer umfassenden Darstellung der Ökosystemdienstleistung und auf der Bewertung, daher wird der Benefit nicht quantifiziert.

Der Benefit und der Wert einer Ökosystemdienstleistung sind eng miteinander verknüpft, da letztendlich die meisten Aspekte des Benefits auch bewertet werden (s. Haines-Young & Potschin 2010: 116, Abb. 6.2). Dadurch gewinnt die Darstellung der Ökosystemdienstleistung deutlich an Aussagekraft und bietet eine bessere Argumentationsgrundlage. Am Beispiel des Fisches bedeutet das, dass der quantifizierte Benefit die Menge des gefangenen Fisches darstellt und im Rahmen z.B. einer monetären Bewertung der Ertrag berechnet wird, der sich aus dem Verkauf des Fisches ergibt. In TEEB (2010a) wird beispielsweise nicht wirklich zwischen beidem unterschieden (s. Abb. 16). Trotzdem kann es sinnvoll sein, den Benefit zunächst gesondert ohne eine Wertung darzustellen oder wenigstens zu benennen. Beispielsweise kann die Bereitstellung eines Benefits konstant bleiben, z.B. die Fischentnahme, während sich die Bewertung des Benefits im Lauf der Zeit ändert, wenn sich z.B. die Kosten erhöhen (Haines-Young & Potschin 2009: iii). „*Obviously, values would likely change over time and/or as other landscapes are modified*“, der Benefit bliebe jedoch derselbe (Roberts & Leitch 1997: 5).

## **7. Der Wert der Ökosystemdienstleistung**

Die Bewertung von Ökosystemdienstleistungen genießt innerhalb des Ökosystemdienstleistungsansatzes große Aufmerksamkeit (Haines-Young & Potschin 2009: iii, vgl. z.B. TEEB 2010a). Aktuell existiert jedoch keine einheitliche Vorgehensweise zur Bewertung von Ökosystemdienstleistungen, die Anzahl an Bewertungsmethoden hat sogar weiter zugenommen (De Groot et al. 2010: 262, Haines-Young & Potschin 2009: iii). Im Rahmen dieser Arbeit sollen am Beispiel der Bulau verschiedene Blickwinkel einer Bewertung beleuchtet werden. Dafür kommen unterschiedliche Vorgehensweisen infrage (De Groot 2010: 262). Nach Roberts & Leitch (1997) hängt eine Bewertung immer von der Perspektive und dem Kontext ab, es heißt, Auen können aus mindestens vier verschiedenen Perspektiven bewertet werden, die zu jeweils unterschiedlichen Werten führen: eine Bewertung aus Sicht des Besitzers, der Nutzer, der Region und der Gesellschaft (Roberts & Leitch 1997: 3). Wie im vorangegangenen Kapitel bereits angesprochen, kann die Bewertung jedoch auch in eine ökonomische, ökologische und soziale Dimension unterteilt werden, da eine Bewertung fächerübergreifend mit jeder Art von Einheit erfolgen kann (TEEB 2010a: 13). Unter Berücksichtigung dieser drei Dimensionen aus TEEB (2010a) soll in diesem Kapitel dargestellt werden, welche Aussagen die einzelnen Bewertungsansätze ermöglichen.

## 7.1. Ökonomische Dimension

Die ökonomische Dimension fokussiert die Bewertung des Schutzes des flussabwärts gelegenen Gebiets vor Überschwemmungen und die Vermeidung der Kosten einer vergleichbaren Ersatzleistung (vgl. Tab. 8). Hierfür bieten sich monetäre Bewertungsmethoden an, wobei der Wert durch eine Geldeinheit ausgedrückt wird (vgl. TEEB 2010a: 15, Abb. 5). Ökosystemdienstleistungen für die es Märkte und demnach auch Marktpreise gibt, wie z.B. für Holz, sind relativ einfach monetär zu bewerten. Im Fall von Ökosystemdienstleistungen für die keine Marktpreise im klassischen Sinne existieren, wie der Hochwasserschutz, müssen andere Methoden verwendet werden, um die ökonomische Dimension mithilfe eines Geldwerts auszudrücken (Russi et al. 2013: 26). Nicht-marktbasierte Ökosystemdienstleistungen werden oftmals nicht entsprechend wahrgenommenen oder bei Entscheidungen berücksichtigt, daher bietet die Darstellung des monetären Werts die Möglichkeit, solche Leistungen sichtbar zu machen. Nicht-marktbasierte Werte können einen Großteil des gesamten ökonomischen Werts eines Ökosystems ausmachen (MA 2005b: 6).

Für eine monetäre Bewertung stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Jeder Ansatz hat sowohl Vorteile als auch Grenzen und stellt eine andere Art von Information bereit (De Groot et al. 2010: 262). Außerdem unterscheiden sie sich z.B. hinsichtlich des Umfangs der benötigten Ressourcen oder der Einbindung von Stakeholdern. Die am häufigsten verwendeten Methoden der monetären Bewertung sind:

*Marktpreise* Für Ökosystemdienstleistungen, die direkt auf Märkten gehandelt werden, können aktuelle Marktpreise verwendet werden, z.B. für Holz oder Honig (Haines-Young & Potschin 2009: 48, Tab. 4.2).

*Kosten basierend auf Marktpreisen* Die Übertragung von Marktpreisen auf Leistungen, die nicht auf Märkten gehandelt werden, z.B. die Übertragung von Fischpreisen auf nicht-vermarkteten Fisch. Der Wert kann u.a. auch durch Methoden wie die Ersatzkostenmethode oder den Vermögenswert vermiedener Schäden abgeschätzt werden (Russi et al. 2013: 26).

*“Revealed preferences”* Ein Beispiel ist die Reisekosten-Methode, wodurch der Wert eines Schutzgebiets abgeschätzt wird aufgrund der Zeit und des Betrags, den Menschen ausgegeben haben, um es zu besuchen. Ein weiteres Beispiel ist die „*Hedonic Pricing method*“, die z.B. den Wert einer Landschaft analysiert indem Veränderungen der Grundstückspreise in der Umgebung untersucht werden (Russi et al.

2013: 26).

*„Stated preferences“* Durch die Methode der kontingenten Bewertung wird der Wert ermittelt, den Menschen einer bestimmten Ökosystemdienstleistung zusprechen. Dazu werden Umfragen durchgeführt, um z.B. ihre Zahlungsbereitschaft für diese Ökosystemdienstleistung zu ermitteln, unter der hypothetischen Voraussetzung, dass diese Leistung zum Kauf zur Verfügung stünde. Diese Methode wird typischerweise eher für Ökosystemdienstleistungen verwendet, die keinen direkten Marktpreis haben oder nur schlecht ersetzt werden können (MA 2005a: 62, Box 7.5, Russi et al. 2013: 26).

*Wert-Transfer* Bewertung der Ökosystemdienstleistung auf der Grundlage von Bewertungsergebnissen anderer Studien (De Groot et al. 2010: 262).

Für die monetäre Bewertung der ökonomischen Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz durch die Bulau eignen sich vor allem die Bewertungsansätze, die Marktpreise auf den Hochwasserschutz übertragen. Dazu gehören die Ersatzkostenmethode und die Berechnung eines vermiedenen Vermögensschadens (Leschine et al. 1997, Brander et al. 2013, Van der Ploeg & de Groot 2010).

*Ersatzkosten* Wenn eine Ökosystemdienstleistung verloren geht ist es oft notwendig Ersatz- bzw. Anpassungsmaßnahmen vorzunehmen, u.a. auch um einen ökonomischen Schaden zu vermeiden. Die Ersatzkostenmethode ermittelt daher die Kosten einer vergleichbaren Alternative der Ökosystemdienstleistung, die erworben (oder verkauft) werden kann und dieselbe Leistung erbringt (MA 2005a: 62, Box 7.5; Haines-Young & Potschin 2009: 48, Tab. 4.2). Im Fall des Hochwasserschutzes wären das z.B. Hochwasserrückhaltebecken, die dieselbe Schutzfunktion erfüllen oder Anpassungskosten, die sich auf den Bau von Deichen und Dämmen entlang hochwassergefährdeter Gebiete beziehen (Brander et al. 2013: 90). Dieser hypothetische Kostenaufwand kann zur Bewertung der Ökosystemdienstleistung verwendet werden (MA 2005a: 62, Box 7.5).

*Vermiedener Schaden* Bei dieser Methode wird der vermiedene Vermögensschaden durch die Ökosystemdienstleistung ermittelt. Sie eignet sich für Ökosystemdienstleistungen, die z.B. Häuser oder andere Besitztümer schützen (Haines-Young & Potschin 2009: 48, Tab.

4.2). Dazu werden die Hochwasserschäden im Ist-Zustand mit Ökosystem und bei Verlust der Ökosystemdienstleistung modelliert. Die Differenz der Beträge stellt den potentiellen, vermiedenen Vermögensschaden dar (MA 2005a: 62, Box 7.5).

*“A review of the literature suggests that proxy methods, specifically the damages-avoided and alternative/substitute cost methods, are most readily applicable to estimating the economic value of the flood protection service that wetlands provide”* (Leschine et al. 1997: 25). Der Vorteil beider Methoden ist, dass reale Kosten verwendet und dargestellt werden. Zum einen werden die Kosten einer Ersatzleistung berechnet und zum anderen der Schaden, welcher ohne die Ökosystemdienstleistung potentiell entsteht. Nach Brander et al. (2013) wird zur Ermittlung eines monetären Werts für „Regulierende Leistungen“ im Allgemeinen häufiger die Ersatzkostenmethode verwendet, als ein vermiedener Schadenswert berechnet (Brander et al. 2013: 90). Für die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz im Speziellen, scheint sich das umgekehrt zu verhalten. Van der Ploeg und de Groot haben 2010 eine öffentlich zugängliche TEEB-Datenbank erstellt, die 1310 monetäre Werte verschiedener Ökosystemdienstleistungen enthält. Für die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz einer Aue im Inland werden neun Studien aufgelistet. In acht der neun Studien wurde der vermiedene Vermögensschaden berechnet und nur in einer Studie die Ersatzkosten ermittelt (Van der Ploeg & de Groot 2010). Diese Datenbank ist jedoch nicht vollständig, nicht aufgelistet ist beispielsweise Leschine et al. (1997), auch hier wird die Ersatzkostenmethode angewendet. Im Rahmen dieser Arbeit werden am Beispiel der Bulau sowohl die Ersatzkosten, als auch der vermiedene Vermögensschaden berechnet, um die ökonomische Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz monetär zu bewerten.

#### **7.1.1. Berechnung der Ersatzkosten**

Bei der Ersatzkostenmethode werden die Kosten einer vergleichbaren Alternative verwendet, um einen monetären Wert der Ökosystemdienstleistung zu berechnen (Brander et al. 2013: 90). Beispielsweise wurde der Wert des Hochwasserschutzes durch die „Muthurajawela“-Aue in Sri Lanka auf Grundlage der Kosten einer nahegelegenen Entwässerungs- und Pumpstation mit derselben Hochwasserschutzleistung abgeschätzt. Die Kosten für den Ersatz des Hochwasserschutzes der 3.100 ha großen Aue belaufen sich bei Verlust der Ökosystemdienstleistung auf über 1.750 USD/ha/a (Emerton & Bos 2004: 42). Die Anzahl an Primärliteratur wie diese ist relativ gering (vgl. z.B. Van der Ploeg & de Groot 2010). Im Folgenden werden weitere Beispiele vorgestellt, um die unterschiedlichen Vorgehensweisen zur Ermittlung der Ersatzkosten zu veranschaulichen.

- (1) In Leschine et al. (1997) wurde der monetäre Wert des Hochwasserschutzes von drei verschiedenen Untersuchungsgebieten im Westen des Bundesstaats Washington in den USA mithilfe der Ersatzkostenmethode berechnet. Die Werte aus Leschine et al. (1997) wurden in Hektar (ursprünglich „acre“) und Kubikmeter (ursprünglich „acre-feet“) umgerechnet.

*Einzugsgebiet des Green River, Renton (120,0 ha):* Im Einzugsgebiet des Green River soll das Retentionsvolumen erhöht werden, indem vom Überschwemmungsgebiet abgeschnittene Auen wieder angebunden werden und eine zugeschüttete Aue ausgehoben wird. Mit den Kosten dieser Maßnahmen wird der Wert des Hochwasserschutzes der bereits vorhandenen Auen berechnet. Bei einem Jahrhunderthochwasser stellt das aktuelle Auensystem ein Retentionsvolumen von 952.247 m<sup>3</sup> bereit. Die geplanten Maßnahmen kosten 2.032.000 USD und führen bei einem HQ<sub>100</sub> zu einem zusätzlichen Retentionsvolumen von 160.352 m<sup>3</sup>. Daraus berechnen sich für die technischen Maßnahmen Kosten in Höhe von 12,67 USD/m<sup>3</sup> Retentionsvolumen. Mit diesen Kosten wird der Wert des Retentionsvolumens der bestehenden Auen berechnet. Dazu wird hypothetisch angenommen, dass bei Verlust der Funktionsfähigkeit des Auensystems, das gesamte Retentionsvolumen durch die geplanten technischen Maßnahmen ersetzt würde. Dazu werden die Kosten von 12,67 USD/m<sup>3</sup> mit dem bereits bestehende Retentionsvolumen der Auen multipliziert (952.247 m<sup>3</sup> x 12,67 USD/m<sup>3</sup> = 12.064.970 USD). Bezogen auf die Fläche der Aue von 120,0 ha entstünden Ausgaben in Höhe von 100.541 USD/ha (12.064.970 USD / 120,0 ha = 100.541 USD/ha) (Leschine et al. 1997: 39-46). Die Ermittlung der Kosten eines technischen Ersatzes, der dieselbe Leistung wie die Aue erbringt (in diesem Fall gemessen anhand der jeweiligen Retentionsleistung), stellt eine Möglichkeit dar den ökonomischen Wert des Auensystems auszudrücken.

*North Scriber Creek Aue, Lynnwood (9,7 ha):* Die Stadt Lynnwood plant den Hochwasserschutz der bereits vorhandenen Auen durch eine einzelne technische Maßnahme, den Bau einer Wasserspeichereinrichtung, zu verbessern. In diesem Fall wird nicht von einem statistisch berechneten Hochwasser ausgegangen, sondern von zwei spezifischen Hochwasserereignissen, 1984 und 1986. Die Modellierung des Hochwassers 1984 zeigte, dass der Bau einer Wasserspeichereinrichtung den Hochwasserabfluss um 56 % reduziert. Die Baukosten belaufen sich auf 195.000 USD. Demgegenüber wurde auch die Reduktion des Hochwasserabflusses ohne den Einfluss der North Scriber Creek Aue simuliert mit dem Ergebnis, dass die Aue den Hochwasserabfluss 1984 um 80 % reduzierte. Würde die Abflussreduktion der Aue durch den Bau von Wasserspeichereinrichtungen ersetzt, entstünden Kosten in Höhe von 28.719 USD/ha. Dieselbe Methode wurde für ein Januar-Hochwasser im Jahr 1986 durchgeführt. Dabei kamen andere Werte heraus, weil es sich um eine andere Art von Hochwasser und Abflussmuster handelte. Die Wasserspeichereinrich-

tung reduzierte den Hochwasserabfluss um 62 %, die Aue um 59 %. Daraus berechnen sich Ersatzkosten in Höhe von 19.130 USD/ha (Leschine et al. 1997: 31-38).

*Auenkomplex entlang des North Scriber Creeks, Lynnwood (66,9 ha):* Dieselben Hochwasser aus den Jahren 1984 und 1986 wurden für einen gesamten Auenkomplex entlang des North Scriber Creeks modelliert. Weitere nicht näher ausgeführte Maßnahmen innerhalb der Auen hätten den Hochwasserabfluss um 12 % reduziert. Die Kosten für die acht Projekte belaufen sich auf 1.516.137 USD. Die Auen reduzierten den Hochwasserabfluss 1984 um 46 %. Würde die Abflussreduktion der Auen durch den angesprochenen Maßnahmenkatalog ersetzt, entstünden Kosten in Höhe von 86.874 USD/ha. Für das Januar-Hochwasser 1986 erzielten die Ersatzmaßnahmen im Modell eine Reduktion des Hochwasserabflusses von 6 % und die Auen von 33 %, daraus berechnet sich für den Auenkomplex ein Wert von 124.645 USD/ha (Leschine et al. 1997: 31-38).

- (2) Ein weiteres Beispiel ist die Studie von Ming et al. (2006). Das besondere ist hierbei, dass ein unterirdisches Retentionsvolumen monetär bewertet wurde. Das Untersuchungsgebiet sind die Böden im 144.000 ha großen „*Momoge National Nature Reserve*“ (Momoge Reserve) im Nordosten Chinas. Zur Abschätzung des unterirdischen Retentionsvolumens wurden 60 Bodenproben genommen und durch Interpolation der Werte zwischen den Probestellen das unterirdische Retentionsvolumen des gesamten Gebiets berechnet (Ming et al. 2006: 218 ff.). Das gesamte Retentionsvolumen der Auenböden beträgt  $1,03 \times 10^{10} \text{ m}^3$  (Ming et al. 2006: 220). Zur Bestimmung des ökonomischen Werts des Hochwasserschutzes durch den Auenboden wurden zunächst die Investitionen in den Bau von Reservoirs in China zwischen den Jahren 1988 – 2004 ausgewertet. Daraus wurde ein mittleres Anlagekapital von 0,08 USD/m<sup>3</sup> Retentionsvolumen berechnet (Preisbasis 2004) (Ming et al. 2006: 221 f.). Das durchschnittliche Anlagekapital wurde mit dem Retentionsvolumen des Auenbodens multipliziert. Der Hochwasserschutz der Auenböden hat somit einen Wert von  $8,24 \times 10^8$  USD, das entspricht 5.722 USD/ha (Ming et al. 2006: 222).

Trotz der unterschiedlichen Vorgehensweise wird in jedem Beispiel ein monetärer Wert für die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz berechnet. Unterschiede und Ergebnisse sind in Tab. 9 noch einmal zusammenfassend dargestellt.

Tab. 9: Unterschiede und Ergebnisse aus der Berechnung der Ersatzkosten in Leschine et al. (1997) und Ming et al. (2006).

Literatur	Aue	Indikator	Bezugs-hochwasser	Preisbezug	Wert [USD/ha]
<b>Ming et al. (2006)</b>	<i>Momoge National Nature Reserve, China (144.000 ha)</i>	Unterirdisches Retentionsvolumen: $1.03 \times 10^{10} \text{ m}^3$	Auf kein HQ bezogen	Mittlere Investitionen in den Bau von Reservoirs in China von 1988 – 2004: $0,08 \text{ USD/m}^3$	5.722
<b>Leschine et al. (1997)</b>	<i>Einzugsgebiet des Green River, USA (120,0 ha)</i>	Oberirdisches Retentionsvolumen: $952.247 \text{ m}^3$ (Maßnahmen: $160.352 \text{ m}^3$ )	HQ <sub>100</sub>	Wiederanschluss abgeschnittener Auen & Aushub einer zugeschütteten Aue: 2.032.000 USD, (bzw. $12,67 \text{ USD/m}^3$ )	100.541
<b>Leschine et al. (1997)</b>	<i>North Scriber Creek Aue, USA (9,7 ha)</i>	Reduktion Hochwasserscheitel: 1984: 80 % (Maßnahme: 56 %) 1986: 59 % (Maßnahme: 62 %)	Hochwasser 1984 & 1986	Bau einer Wasserspeichereinrichtung: 195.000 USD	1984: 28.719  1986: 19.130
<b>Leschine et al. (1997)</b>	<i>Auenkomplex entlang des North Scriber Creeks, USA (66,9 ha)</i>	Reduktion Hochwasserscheitel: 1984: 46 % (Maßnahmen: 12 %) 1986: 33 % (Maßnahmen: 6 %)	Hochwasser 1984 & 1986	Verschiedene technische Maßnahmen: 1.516.137 USD	1984: 86.874  1986: 124.645

Die Unterschiede lagen in der Wahl des Indikators, mit dem die Leistung der Aue und der technischen Alternative verglichen wurde, in der Wahl des Referenzhochwassers und im Preis, als Berechnungsgrundlage für den monetären Wert:

*Indikator* Zum Vergleich von Aue und technischem Ersatz wird in Ming. et al. (2006) das unterirdische Retentionsvolumen verwendet. In Leschine et al. (1997) wird hingegen für das Einzugsgebiet des Green River das oberirdische Retentionsvolumen und für die Auen entlang des North Scriber Creeks die Reduktion des Hochwasserscheitels verwendet (Leschine et al. 1997). Im Rahmen dieser Arbeit wird zur Berechnung der Ersatzkosten für die Bulau das oberirdische Retentionsvolumen der Aue als Indikator ausgewählt. Der Grund ist die gute Datenverfügbarkeit, da die Berechnung auf Grundlage der Daten aus den Hochwassergefahrenkarten erfolgen kann (vgl. Kapitel 5.1.1) und auch für die relevanten technischen Hochwasserschutzanlagen bereits Angaben zum Retentionsvolumen vorliegen. Im Gegensatz dazu müsste die Reduktion eines Hochwasserabflusses sowohl für die Aue, als auch für die technische Alternative aufwändig modelliert wer-

den. Das unterirdische Retentionsvolumen wurde zwar in Kapitel 5.1.1 abgeschätzt, birgt jedoch zu große Unsicherheiten, da die Berechnung nicht auf realen Probenahmen in der Bulau basiert und wird daher vernachlässigt. Dementsprechend fallen auch die Ersatzkosten etwas niedriger aus.

*Referenzhochwasser* Auf Grundlage des Referenzhochwassers wird die Ausprägung des Indikators ermittelt. Zur Berechnung des Retentionsvolumens im Einzugsgebiet des Green River wurde ein Jahrhunderthochwasser angenommen. Für die Auen entlang des North Scriber Creeks wurde die Reduktion des Hochwasserscheitels hingegen für zwei spezifische Hochwasser, 1984 und 1986, bestimmt (vgl. Leschine et al. 1997). Im Fall der Auen in China wird von keinem bestimmten Hochwasser ausgegangen, sondern das gesamte unterirdische Retentionsvolumen der Auen betrachtet (vgl. Ming et al. 2006). Das ist ein entscheidender Unterschied, da in diesem Fall nicht sicher ist, ob das gesamte Volumen auch tatsächlich benötigt wird. Zur Berechnung des ökonomischen Werts einer Ökosystemdienstleistung erscheint es sinnvoll, nur das Retentionsvolumen zu berücksichtigen, das tatsächlich im Fall eines Hochwassers benötigt wird. Darüber hinaus sollten seltene Hochwasser ausgewählt werden (z.B. ein  $HQ_{100}$  oder  $HQ_{ex}$ ), um die „maximale“ Schutzleistung der Aue abzubilden. Im Rahmen dieser Arbeit werden statistische Hochwasser als Referenz verwendet. Zum einen aufgrund der besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit denen anderer Untersuchungsgebiete, die auf der Grundlage desselben statistischen Hochwasser berechnet wurden und zum anderen aufgrund der guten Datenverfügbarkeit (vgl. Leschine et al. 1997, Beispiel Green River).

*Preisbezug* Auch hinsichtlich des technischen Ersatzes gibt es eine breite Auswahl. Die Maßnahmen variieren vom Bau eines Hochwasserrückhaltebeckens, über den Bau von Dämmen oder dem Wiederanschluss abgeschnittener Auen. Neben der Art des Ersatzes gibt es Unterschiede in der Berechnung der Kosten. Beispielsweise können die Kosten einer einzelnen technischen Alternative verwendet werden (vgl. Leschine et al. 1997, Beispiel North Scriber Creek Aue), die Kosten eines gesamten Maßnahmenkatalogs (vgl. Leschine et al. 1997, Beispiel North Scriber Creek Auenkomplex bzw. Auen des Green Rivers) oder wie bei Ming et al. (2006) die mittleren Investitionen in den Bau von Reservoirs im gesamten Land innerhalb eines bestimmten Zeitraums. Es kann sich um bereits getätigte Ausgaben (Ming et al. 2006) oder um geplante Kosten handeln (Leschine et al. 1997). Da normalerweise kein detaillierter Kostenvoranschlag für den Ersatz des Hochwasserschutzes einer Aue vorliegt, werden im Rahmen dieser Arbeit

die gemittelten Kosten mehrerer Hochwasserschutzanlagen im Einzugsgebiet der Kinzig verwendet. Der Mittelwert wird gebildet, da die Kosten von Einzelmaßnahmen je nach Art und Lage stark schwanken. Zudem werden nur Maßnahmen innerhalb des Einzugsgebiets berücksichtigt, da sie die tatsächliche Bereitschaft der Region darstellen, Ausgaben für zusätzliche Schutzmaßnahmen zu tätigen (Leschine et al. 1997: 39). In Bezug auf die Kosten sollte kommuniziert werden, was in der Preisangabe enthalten ist, z.B. Baukosten, Grunderwerbskosten, Planungskosten, Instandhaltungskosten, Betriebskosten, usw.

Grundlage zur Berechnung der Ersatzkosten für den Hochwasserschutz der Bulau bilden die Kosten von geplanten Hochwasserrückhaltebecken im Einzugsgebiet der Kinzig und die Kosten der bereits Anfang der achtziger Jahre fertig gestellten Kinzigtalsperre. Der Main-Kinzig Kreis sowie die Städte Hanau und Frankfurt haben bereits im Jahr 2010 den Bau von drei Hochwasserrückhaltebecken beschlossen. Insgesamt werden sich die Kosten auf etwa 20 Millionen Euro belaufen. Grund für die Baumaßnahmen war das Extremhochwasser im Jahr 2003. Um auch Naturschutzaspekte zu berücksichtigen, wird das Konzept der „trockenen grünen Rückhaltebecken“ verfolgt. Das bedeutet, die Stauseen werden nur bei Bedarf genutzt und stehen sonst als Wiesen und Auenlandschaften zur Verfügung (Verlag Günter Gottlieb 2013). Aus den Kosten und dem Retentionsvolumen jeder Anlage wird ein Preis pro Kubikmeter Retentionsvolumen berechnet (vgl. Tab. 10).

Tab. 10: (\*Geplante) Hochwasserschutzanlagen im Einzugsgebiet der Kinzig (Preisbasis 2014).  
 Quellen: Verlag Parzeller GmbH & Co. KG (2013), \*\*HMUELV 2007: 27, Tab. 1 (Hochwasserrelevanter Stauinhalt im Winter, in dieser Jahreszeit treten die größten Hochwasser auf). \*\*\*Die Schätzung der Gesamtkosten für Planung und Bau der Kinzigtalsperre einschließlich verbandseigener Ingenieurleistungen ohne die Kosten der Wasserkraftanlage beträgt 73.744.209 DM (Hessischer Landtag 1988). Dieser Betrag wurde auf die Preisbasis des Jahres 2014 aktualisiert und entspricht 63.442.973 EUR (Hainke 2014). Retentionsvolumina s. Tab. 3.

Lage der Hochwasserschutzmaßnahme	Retentionsvolumen [m <sup>3</sup> ]	Gesamtkosten [Mio. EUR]	Mittlere Kosten [EUR/m <sup>3</sup> ]	Details
<i>Bad Soden-Salmünster (Salz)*</i>	350.000	6,8	19,42	Dammhöhe: 6 m Dammbreite: 285 m
<i>Birstein, Lahnmühle (Bracht)*</i>	817.000	3,8	4,65	Dammhöhe: 6,5 m Dammbreite: 315 m
<i>Wächsterbach-Weilers (Bracht)*</i>	-	9,0	-	Steuerbares Rückhaltebecken
<i>Kinzigtalsperre</i>	6.100.000**	63,4***	10,39	Talsperre

In den Kosten der Kinzigtalsperre sind die Gesamtkosten für Planung und Bau einschließlich verbandseigener Ingenieurleistungen, aber nicht die Kosten der Wasserkraftanlage enthalten. Ebenfalls nicht berücksichtigt werden die Kosten von Betrieb und Instandhaltung, diese belaufen sich jährlich

auf etwa eine halbe Million Euro (Ziegert 2013). Die Planung der weiteren Hochwasserrückhaltebecken ist noch in der Entwurfsphase. Bisher fand nur die Vorplanung statt, daher handelt es sich bei der Preisangabe um eine Kostenschätzung (persönlicher Kontakt, Harald Beyer (Wasserverband Kinzig), 04.07.2014). Für das Rückhaltebecken in Wächtersbach-Weilers liegt keine Angabe zum Retentionsvolumen vor, daher wird diese Schutzanlage im weiteren Verlauf nicht berücksichtigt. Aus den verbliebenen zwei Rückhaltebecken und der Kinzigtalsperre berechnen sich im Schnitt Kosten in Höhe von 11,49 EUR/m<sup>3</sup> Retentionsvolumen. Mit diesem Mittelwert wird das oberirdische Retentionsvolumen der Bulau für die verschiedenen statistischen Hochwasser zur Berechnung der Ersatzkosten multipliziert. Die Berechnung der Retentionsvolumina der Aue beruht auf den Daten der Hochwassergefahrenkarten und beinhaltet das tatsächliche Retentionsvolumen bei Hochwasser (s. Kapitel 5.1.1). Das Ergebnis gibt die Kosten an, die bei Verlust der Ökosystemdienstleistung nötig wären, um das bestehende oberirdische Retentionsvolumen der Bulau durch einen Mix der technischen Hochwasserschutzanlagen aus Tab. 10 zu ersetzen. Solche Ersatzmaßnahmen wären gegebenenfalls nötig, falls das Ökosystem durch Umwandlungen so stark beeinträchtigt wird, dass es keine Retentionsleistung mehr erbringen kann. In Tab. 11 sind die Ersatzkosten unter Berücksichtigung der verschiedenen Hochwasser dargestellt.

Tab. 11: Retentionsvolumina und Ersatzkosten der Bulau für verschiedene Hochwasser. Datengrundlage: Gemittelte Ausgaben für technischen Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Kinzig von 11,49 EUR/ m<sup>3</sup>, Retentionsvolumina s. Tab. 3.

Hochwasser	Retentionsvolumen [m <sup>3</sup> ]	Ersatzkosten [EUR]
HQ <sub>10</sub>	2.674.582	30.730.947
HQ <sub>100</sub>	4.597.853	52.829.331
HQ <sub>ex</sub>	5.928.655	68.120.246

Würde die gesamte Retentionsleistung der Aue bei einem Extremhochwasser durch den Bau von technischen Hochwasserschutzmaßnahmen ersetzt, entstünden Kosten in Höhe von über 68 Mio. EUR. Das übersteigt sogar die Kosten der Kinzigtalsperre (vgl. Tab. 10). Die Ersatzkosten zum Schutz vor einem 100-jährlichen Hochwasser beliefen sich auf knapp 53 Mio. EUR.

Um diese Werte besser vergleichbar zu machen und die begrenzte Nutzungsdauer einer Hochwasserschutzanlage zu berücksichtigen, werden sie normalerweise auf jährliche Basis und in Bezug auf die Größe des Auwalds in EUR/ha/a umgerechnet (vgl. z.B. Van der Ploeg & de Groot 2010). Dafür werden Angaben zur Laufzeit des technischen Ersatzes benötigt. In Leschine et al. (1997) wird z.B. eine Laufzeit von 30 Jahren angenommen (Leschine et al. 1997: 48). Außerdem wird eine "Discount-Rate" von 7 % angewendet, "a rate used to determine the present value of future benefits" (Leschine et al. 1997: 48, TEEB 2010b: 33). Das heißt, die Ersatzkosten werden nicht gleichmäßig auf die einzel-

nen Jahre in Abhängigkeit der Nutzungsdauer des technischen Ersatzes verteilt. *“Discount rates ranging from 0 % (at which total project value is simply distributed equally into each year) to 10 % are utilized. If the discount rate is chosen to reflect lending rates typical of relatively low-risk government projects, the 7% rate may be the most appropriate of those we used”* (Leschine et al. 1997: 48). In TEEB (2008) oder Evans (2004) wird die Anwendung einer solchen Discount-Rate stark kritisiert (TEEB 2008: 30 f., Evans 2004: 15 f.). Wird beispielsweise eine Discount-Rate von 4 % über eine Zeitspanne von 50 Jahren angewendet, drücke dies aus, dass die zukünftige Ökosystemdienstleistung nur noch zu einem Siebtel des heutigen Werts wertgeschätzt würde (TEEB 2008: 30). *„If our ethical approach sees our grandchildren valuing nature similarly to our generation, and deserving as much as we do, the discount rate for valuing such benefits over such a time period should be zero. Perhaps the discount rate for biodiversity and ecosystem benefits should even be negative, on the basis that future generations will be poorer in environmental terms than those living today, as Paul Ehrlich (2008) has suggested”* (TEEB 2008: 30 f.). Im Rahmen dieser Arbeit wird daher keine Discount-Rate verwendet. Benötigt werden allerdings Angaben zur Nutzungsdauer der in Tab. 10 vorgestellten Hochwasserschutzmaßnahmen. Anfragen diesbezüglich blieben erfolglos, daher musste auf allgemeine Literaturwerte zurückgegriffen werden. *„Für die Betonbauwerke sind 80 bis 100 Jahr anzusetzen, für die übrigen Betriebs- und Steuerungsanlagen 30 bis 60 Jahre“* (s. DWA 2012, Anlage 1, Abschnitt 7) (Persönliche Kommunikation, Dr. Walter Pflügner (Plan+EVAL), 13.10.2014). Im Folgenden wird mit den jeweiligen Mittelwerten weiter gearbeitet, für die Kinzigtalsperre wird eine Nutzungsdauer von 90 Jahren angenommen und für die zwei geplanten Hochwasserrückhaltebecken 45 Jahre. Da die Ersatzkosten auf Grundlage der mittleren Kosten aus allen drei Maßnahmen berechnet wurden, wird auch die Nutzungsdauer entsprechend gemittelt:  $(2 \times 45 \text{ Jahre} + 1 \times 90 \text{ Jahre}) / 3 = 60 \text{ Jahre}$ . Mit diesem Wert und der Fläche der Bulau von 604 ha ergeben sich die folgenden Ersatzkosten in EUR/ha/a (s. Tab. 12):

Tab. 12: Retentionsvolumen der Bulau [m<sup>3</sup>], Ersatzkosten in [EUR] und [EUR/ha/a] für die statistischen Hochwasser HQ<sub>10</sub>, HQ<sub>100</sub> und HQ<sub>ex</sub>. Datengrundlage: Retentionsvolumina s. Tab. 3, gemittelte Ausgaben für technischen Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Kinzig von 11,49 EUR/ m<sup>3</sup> (s. Tab. 10), mittlere Nutzungsdauer der Hochwasserschutzanlagen von 60 Jahren.

Hochwasser	Retentionsvolumen [m <sup>3</sup> ]	Ersatzkosten [EUR]	Ersatzkosten [EUR/ha/a]
HQ <sub>10</sub>	2.674.582	30.730.947	848
HQ <sub>100</sub>	4.597.853	52.829.331	1.458
HQ <sub>ex</sub>	5.928.655	68.120.246	1.880

Zusammenfassend belaufen sich die Ersatzkosten bei einem Extremhochwasser auf 68.120.246 EUR (HQ<sub>100</sub>: 52.829.331). Das entspricht unter Berücksichtigung der Auenfläche von 604 ha und der

durchschnittlichen Nutzungsdauer der technischen Hochwasserschutzanlagen von 60 Jahren 1.880 EUR/ha/a (HQ<sub>100</sub>: 1.458 EUR/ha/a).

### **Kritikpunkte**

An dieser Methode zur Darstellung des monetären Werts der ökonomischen Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz gibt es auch Kritik. Die Vergleichbarkeit der durch die Ersatzkostenmethode ermittelten Werte ist nicht ohne Weiteres gegeben. In Abhängigkeit von der Berechnungsweise, das heißt, der Art des Ersatzes, des Preisbezugs und der Wahl des Referenzhochwassers ergeben sich unterschiedliche Kosten (vgl. Aspekte S. 46 f.). Darüber hinaus muss berücksichtigt werden in welchem Land das Untersuchungsgebiet liegt. Beispielsweise zeigt Tab. 9, dass die mittleren Investitionskosten in China deutlich geringer sind, als die mittleren Kosten der Hochwasserschutzmaßnahmen im Einzugsgebiet der Bulau (vgl. Tab. 10). Der Wert ist abhängig vom gesellschaftlichen Kontext, von der technologischen Entwicklung und dem Marktpreis solcher Bauwerke, die sehr stark variieren können oder vom Preisniveau des Landes (TEEB 2010c, Haines-Young & Potschin 2009: 48, Tab. 4.2). In der TEEB-Datenbank wird daher zu jeder Studie vermerkt, um welche „*Country Income Group*“ (nach Definition der Weltbank 2007) es sich handelt, um abschätzen zu können, inwiefern die unterschiedlichen Preisniveaus der einzelnen Länder Differenzen im monetären Wert einer Ökosystemdienstleistung erklären (Van der Ploeg & de Groot 2010). Zudem muss berücksichtigt werden, dass der gewählte Ersatz nicht immer denselben Benefit wie das Ökosystem generiert (Emerton & Bos 2004: 43). Dies ist auch hier der Fall, da z.B. nicht berücksichtigt wurde, wie sich der technische Ersatz auf die Regulierung des Direktabflusses, als Teil der Ökosystemfunktion, auswirkt. Zudem wurde das unterirdische Retentionsvolumen vernachlässigt, wodurch die Ersatzkosten bei einem Extremhochwasser knapp 23 % höher wären (s. Tab. 6 & Tab. 10).

### **7.1.2. Berechnung des vermiedenen Schadens**

Ziel dieses Ansatzes ist es, die zusätzlichen Hochwasserschäden zu ermitteln, die bei Verlust der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz durch den Auwald entstehen (MA 2005a: 62, Box 7.5, Grossmann et al. 2010, Dehnhardt & Meyerhoff 2012). Dazu wird das Abflussgeschehen eines bestimmten Hochwassers im Ist-Zustand mit Wirkung der Aue und für ein alternatives Szenario ohne bzw. mit eingeschränktem Einfluss der Aue modelliert. Für beide Fälle wird jeweils der potentielle Hochwasserschaden berechnet (Kousky & Walls 2014: 121). Die Differenz der potentiellen Vermögensschäden drückt die ökonomische Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz aus. Der mögliche vermiedene Schaden wird pro Jahr und in Bezug auf die Fläche des Auwalds angegeben (Brander et al. 2013: 91, Tab. 2, Dehnhardt & Meyerhoff 2012). Insgesamt liegt bei dieser Bewertungsmethode der Fokus nicht nur auf dem Raum in welchem die Ökosystemdienstleistung

erzeugt wird, sondern auch auf dem, der den Hochwasserschutz nachfragt (Fisher et al. 2009). Auch für diese Methode existiert nur eine begrenzte Auswahl an Primärliteratur, wird jedoch im Zusammenhang mit der ökonomischen Bewertung des Hochwasserschutzes häufiger verwendet (vgl. Van der Ploeg & de Groot 2010).

### **Auswahl der Referenzhochwasser**

Wie schon bei der Ersatzkostenmethode stellt sich auch hier die Frage, mit welchem Hochwasser die Modellierung durchgeführt werden soll. In ACOE (1976) wurde ein reales Hochwasserereignis betrachtet, in Kousky & Walls (2014) mehrere statistisch ermittelte Hochwasser und in Gerrard (2004) ein einzelnes statistisches Hochwasser. Im Rahmen dieser Arbeit werden wieder aufgrund der besseren Vergleichbarkeit, statistische Hochwasser betrachtet. Im Gegensatz zur Ersatzkostenmethode ist es bei der Ermittlung eines vermiedenen Schadenswerts sinnvoll, möglichst viele Hochwasserereignisse zu berücksichtigen und die vermiedenen Schäden anteilig zu summieren (vgl. Kousky & Walls 2014: 123). Aufgrund der begrenzten Datenverfügbarkeit kann in dieser Arbeit nur das HQ<sub>10</sub> betrachtet werden, wie im Folgenden noch näher ausgeführt wird.

### **Ist-Zustand und Aufstellung eines alternativen Szenarios**

Zunächst werden die potentiellen Vermögensschäden im Ist-Zustand mit Einfluss des Auwalds berechnet. Im alternativen Szenario ist die hochwasserreduzierende Wirkung der Bulau dann eingeschränkt oder gar nicht vorhanden. Hierfür kommen verschiedene Möglichkeiten infrage:

*Ohne Aue* Die Aue steht nicht mehr als Retentionsraum zur Verfügung (Dehnhardt & Meyerhoff 2012).

*Veränderte Landnutzung* Die Landnutzung in der Aue wird verändert:  
> In Kousky & Walls (2014) wird von einer bebauten Aue ausgegangen, aufgrund der Ausweitung von Siedlungsfläche (Kousky & Walls 2014: 121).

*Zwei Flusssysteme* In ACOE (1976) wurde das Abflussgeschehen bei einem spezifischen Hochwasser von zwei unterschiedlichen Flusssystemen in Massachusetts miteinander verglichen. Als Ist-Zustand wurde der Charles River mit weitläufigen Auen im Oberlauf betrachtet und als Alternativszenario der Blackstone, mit nur noch wenigen verbliebenden Auen im Oberlauf (Leschine et al. 1997: 4).

Für das Alternativszenario des 10-jährlichen Hochwassers wird in dieser Arbeit davon ausgegangen, dass das gesamte Retentionsvolumen des Auwalds nicht mehr zur Verfügung steht (Variante „Ohne

Aue“). Demnach muss sich das überschüssige Wasser im Gebiet flussabwärts der Bulau innerhalb der Stadt Hanau verteilen. Exakte Ergebnisse zur Verteilung des zusätzlichen Wasservolumens kann nur eine Modellierung liefern, das kann im Rahmen dieser Arbeit allerdings nicht durchgeführt werden. Eine Modellierung benötigt Expertenwissen, eine große Menge an Eingangsdaten und ist sehr zeitintensiv. Um dennoch einen vermiedenen Schadenswert für die Bulau abzuschätzen, werden die bereits vorhandenen Daten aus den Hochwassergefahrenkarten des HLUGs genutzt, in denen die Überschwemmungsgebiete eines  $HQ_{10}$ ,  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  verzeichnet sind (s. Anhang F). Mithilfe eines Vergleichs der Überschwemmungsvolumina kann die Verteilung des zusätzlichen Wassers zumindest abgeschätzt werden. Benötigt werden dazu die Überschwemmungsvolumina flussabwärts der Bulau bis zur Mündung der Kinzig in den Main und die Retentionsvolumina des Auwalds bei verschiedenen Hochwassern (s. Tab. 13). Die Überschwemmungsvolumina flussabwärts des Auwalds wurden auf dieselbe Weise berechnet, wie bereits die Retentionsvolumina der Bulau (vgl. Kapitel 5.1.1 bzw. Anhang C).

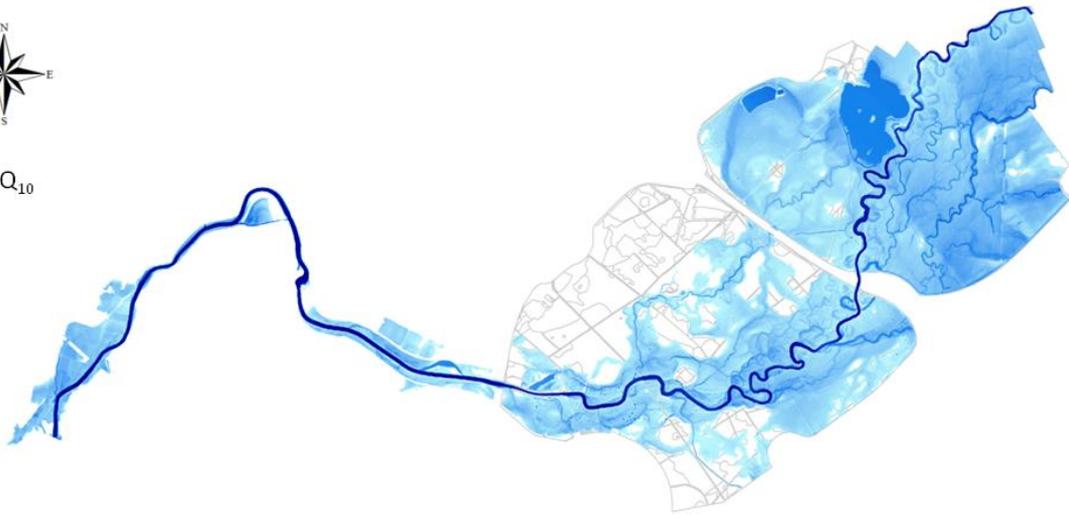
Tab. 13: Retentionsvolumina der Bulau und Überschwemmungsvolumina des flussabwärts gelegenen Gebiets für ein  $HQ_{10}$ ,  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  [ $m^3$ ]. Datengrundlage: Rasterdatensätze mit den Überflutungstiefen (HLUG). Eigene Berechnung.

Hochwasser	Retentionsvolumen Bulau [ $m^3$ ]	Überschwemmungsvolumen Gebiet flussabwärts [ $m^3$ ]
$HQ_{10}$	2.674.582	306.752
$HQ_{100}$	4.597.853	750.670
$HQ_{ex}$	5.928.655	1.837.042

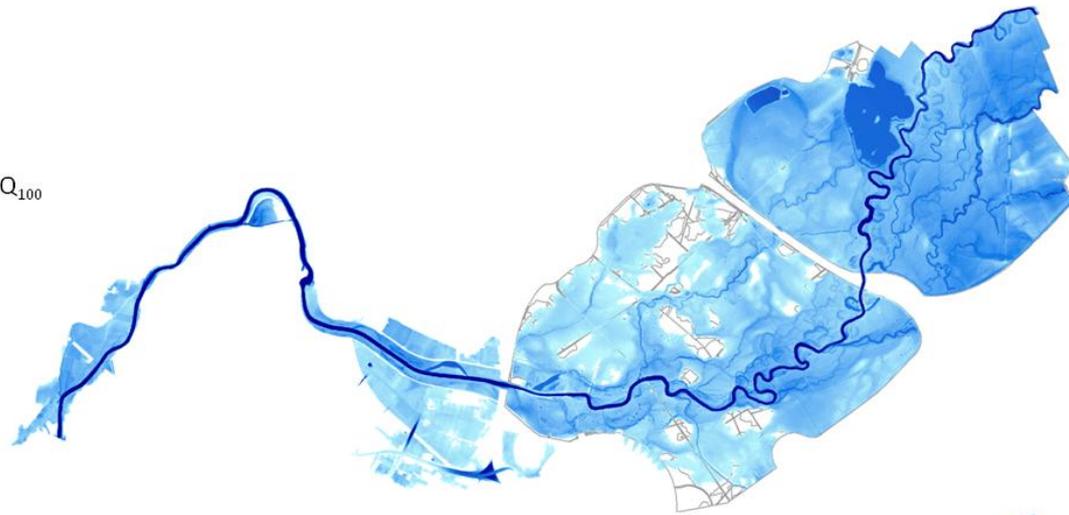
In Abb. 17 sind die Überschwemmungsgebiete und die Wassertiefen für die drei verschiedenen Hochwasser im direkten Vergleich graphisch dargestellt. Die Bulau ist grau umrandet und das Gebiet flussabwärts endet mit der Mündung der Kinzig in den Main. Im Anhang oder in Abb. 12 ist auch das Stadtgebiet Hanau mit dargestellt (s. Anhang F).



(1) HQ<sub>10</sub>



(2) HQ<sub>100</sub>



(3) HQ<sub>ex</sub>



**Legende**

Wassertiefen [m]

Max: 7,15

Min: 0,00

 Bulau

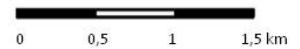


Abb. 17: Überschwemmungsgebiet und Wassertiefen [m] im Bereich der Bulau (grau umrandet) und im Gebiet flussabwärts bis zur Mündung der Kinzig in den Main bei einem HQ<sub>10</sub>, HQ<sub>100</sub> und HQ<sub>ex</sub>. Datengrundlage: Rasterdatensätze mit Überflutungstiefen (HLUG). Eigene Darstellung.

Bei der Betrachtung des 10-jährlichen Hochwassers wird für die Berechnung des vermiedenen Schadens zunächst der potentielle Vermögensschaden im Ist-Zustand benötigt. Dieser wird auf der Grundlage des Überschwemmungsgebiets flussabwärts der Bulau berechnet, wie es in den Hochwassergefahrenkarten für ein  $HQ_{10}$  ausgewiesen wird (vgl. Bereich flussabwärts der Bulau in Abb. 17 (1), Abb. 12 bzw. im Anhang F). Das Wasservolumen in diesem Bereich beträgt  $306.752 \text{ m}^3$  (s. Tab. 13). Für das Alternativszenario wird nun angenommen, dass das Retentionsvolumen der Bulau in Höhe von  $2.674.582 \text{ m}^3$  nicht mehr zur Verfügung steht. Dieses Wasser muss sich ebenfalls auf die Gebiete flussabwärts verteilen und addiert sich zu dem bereits vorhandenen Überschwemmungsvolumen von  $306.752 \text{ m}^3$ . Somit strömt im alternativen Szenario ein Gesamtwasservolumen von  $2.981.334 \text{ m}^3$  in das Stadtgebiet Hanau ( $306.752 \text{ m}^3$  zuzüglich des „ehemaligen“ Retentionsvolumens der Bulau von  $2.674.582 \text{ m}^3$ ). Wohin dieses Wasser genau fließt und zu welchen Überflutungstiefen es führt, kann durch eine Modellierung dargestellt werden. Bekannt ist aber auch aus den Hochwassergefahrenkarten das Überschwemmungsgebiet und -volumen flussabwärts der Bulau bei einem Jahrhunderthochwasser bzw. bei einem Extremhochwasser (vgl. Abb. 17 (2 & 3)). Für das alternative Szenario eines  $HQ_{10}$ , ohne die Retentionswirkung der Bulau, wird nun angenommen, dass bereits die Gebiete flussabwärts überflutet werden, die sonst erst bei einem Jahrhundert- oder Extremhochwasser überschwemmt werden. Um zu überprüfen, ob diese Annahme in ihrer Größenordnung realistisch ist, werden die Wasservolumina miteinander verglichen. Das bereits berechnete Volumen von  $2.981.334 \text{ m}^3$ , das sich aus dem normalen Überschwemmungsvolumen bei einem  $HQ_{10}$  zuzüglich des Retentionsvolumens des Auwalds zusammensetzt, wird den Überschwemmungsvolumina flussabwärts der Bulau bei einem  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  gegenübergestellt: das Überschwemmungsvolumen bei einem  $HQ_{100}$  beträgt  $750.670 \text{ m}^3$  und bei einem  $HQ_{ex}$   $1.837.042 \text{ m}^3$  (vgl. Tab. 13). Der Vergleich zeigt, dass das Wasservolumen, das ohne die Bulau bei einem 10-jährlichen Hochwasser nach Hanau strömt ( $2.981.334 \text{ m}^3$ ) selbst das Überschwemmungsvolumen eines Extremhochwassers im Stadtgebiet deutlich übersteigt ( $1.837.042 \text{ m}^3$ ). Für das Alternativszenario des  $HQ_{10}$  wird in dieser Arbeit trotzdem angenommen, dass der Bereich überschwemmt wird, der sonst erst bei einem Extremhochwasser betroffen ist. Dabei ist zu beachten, dass mit dieser Annahme nicht das gesamte Wasservolumen berücksichtigt wird ( $2.981.334 \text{ m}^3 - 1.837.042 \text{ m}^3 = 1.144.292 \text{ m}^3$ ). Für die restlichen  $1.144.292 \text{ m}^3$  kann daher nicht gesagt werden, wohin sich das Wasser ausbreitet, welche Landnutzungsarten betroffen sind und zu welchen Überschwemmungstiefen es führt. Dies wären jedoch essentielle Angaben, um einen potentiellen Vermögensschaden zu berechnen, wie im Folgenden noch ausführlich dargestellt wird. In Abb. 18 sind für das  $HQ_{10}$  zusammenfassend der Ist-Zustand mit Einfluss der Bulau und das Alternativszenario ohne Bulau, das dem Überschwemmungsgebiet eines Extremhochwassers entspricht, graphisch dargestellt

Ist-Zustand (mit Bulau) und Alternativszenario  
(ohne Retentionsvolumen der Bulau) bei einem  $HQ_{10}$

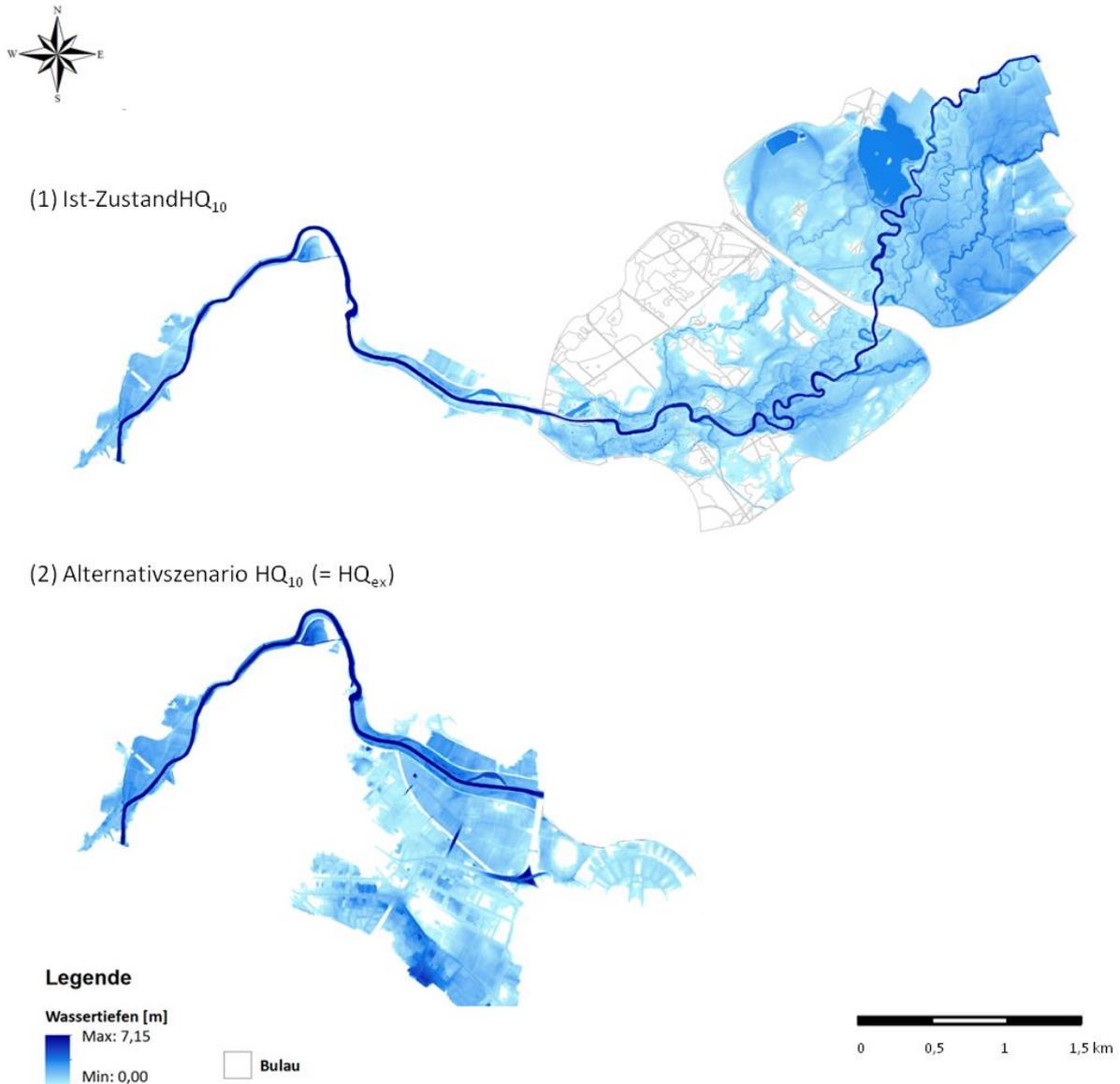


Abb. 18: Überschwemmungsbereich und Wassertiefen bei einem  $HQ_{10}$  im Ist-Zustand (mit Bulau) und für das Alternativszenario (ohne Bulau). Datengrundlage: Rasterdatensätze mit Überflutungstiefen (HLUG). Eigene Darstellung.

Mit dieser Annahme wird folglich nur ein Teil des eigentlichen Wasservolumens erfasst, das ohne das Retentionsvolumen der Bulau in die Stadt fließt (nur 62 %). Das bedeutet auch, dass sich der vermiedene Vermögensschaden, der im weiteren Verlauf berechnet wird, nur auf 62 % des eigentlichen Wasservolumens ohne den Einfluss der Bulau bezieht. Ohne die Möglichkeiten einer Modellierung und nur auf der Grundlage der Daten aus den Hochwassergefahrenkarten ist dies jedoch die beste Option, um einen potentiellen, vermiedenen Vermögensschaden bei einem  $HQ_{10}$  zu berechnen.

Da bereits bei einem  $HQ_{10}$ , auf der Grundlage des Vergleichs der Wasservolumina, mehr als das Gebiet eines Extremhochwassers überschwemmt wird, kann für ein  $HQ_{100}$  und ein  $HQ_{ex}$  mit den vorhandenen Daten auf keinen Fall abgeschätzt werden, wohin sich das zusätzliche Wasservolumen ohne die Retentionswirkung der Bulau ausbreitet und welcher Schaden möglicherweise entsteht. Was allerdings bereits aus dem Vergleich der Wasservolumina deutlich wird, ist, dass das Retentionsvolumen bei einem  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  (und hier wird nur das oberirdische Retentionsvolumen berücksichtigt) enorm ist, im Vergleich zu den überschwemmten Bereichen im Stadtgebiet bei einem Extremhochwasser. Beispielsweise würde bei einem Extremhochwasser ohne den Auwald zusätzlich zum ohnehin vorhandenen Überschwemmungsvolumen von  $1.837.042 \text{ m}^3$  noch einmal ein Vielfaches dieses Wasservolumens, mehr als dreimal so viel, nämlich  $5.928.655 \text{ m}^3$ , in die Stadt strömen. Demnach wären wahrscheinlich auch die Schadenssummen relativ hoch, da sich zwischen der Bulau und der Mündung der Kinzig in den Main im Wesentlichen nur Stadtgebiet befindet (vgl. Abb. 12 oder Anhang F).

Aufgrund der Datenlage wird in dieser Arbeit somit der vermiedene Vermögensschaden durch die Bulau bei einem  $HQ_{10}$  berechnet. In Tab. 14 sind noch einmal die zugrundeliegenden Annahmen zusammenfassend dargestellt.

Tab. 14: Annahmen für Ist-Zustand und Alternativszenario sowie Vergleich der Wasservolumina zur Berechnung des potentiellen, vermiedenen Schadens bei einem  $HQ_{10}$ .

Hochwasser	Ist-Zustand (mit Bulau): Überschwemmungsvolumen $V_{IST}$ flussabwärts [ $\text{m}^3$ ]	Retentionsvolumen Bulau $S$ [ $\text{m}^3$ ]	Summe $V_{SUM}$ = $V_{IST} + S$ [ $\text{m}^3$ ]	Alternativszenario (ohne Bulau): Überschwemmungsvolumen $V_{ALT}$ flussabwärts [ $\text{m}^3$ ]
$HQ_{10}$	306.752	2.674.582	2.981.334	Annahme: Überschwemmungsgebiet eines $HQ_{ex}$ wird überflutet ( $V_{ALT}$ : 1.837.042).  2.981.334 $\text{m}^3$ Wasser ( $V_{SUM}$ ) fließen nach Hanau. Das Überschwemmungsvolumen bei einem $HQ_{ex}$ beträgt 1.837.042 $\text{m}^3$ . Somit werden nur 62 % des eigentlichen Überschwemmungsvolumens ohne die Bulau berücksichtigt.

#### Auswahl des zu berücksichtigenden Schadens

Bevor ein potentieller Vermögensschaden berechnet wird, muss ausgewählt werden, welche Schäden überhaupt mit einbezogen werden. „Als Schaden bezeichnet man im Allgemeinen einen Nachteil durch Minderung oder Verlust an materiellen oder immateriellen Gütern“ (Müller 2010: 36). In Abb. 19 ist die Einteilung der Hochwasserschäden nach Smith & Ward (1998) dargestellt (Müller 2010: 36, Abb. 2-12).

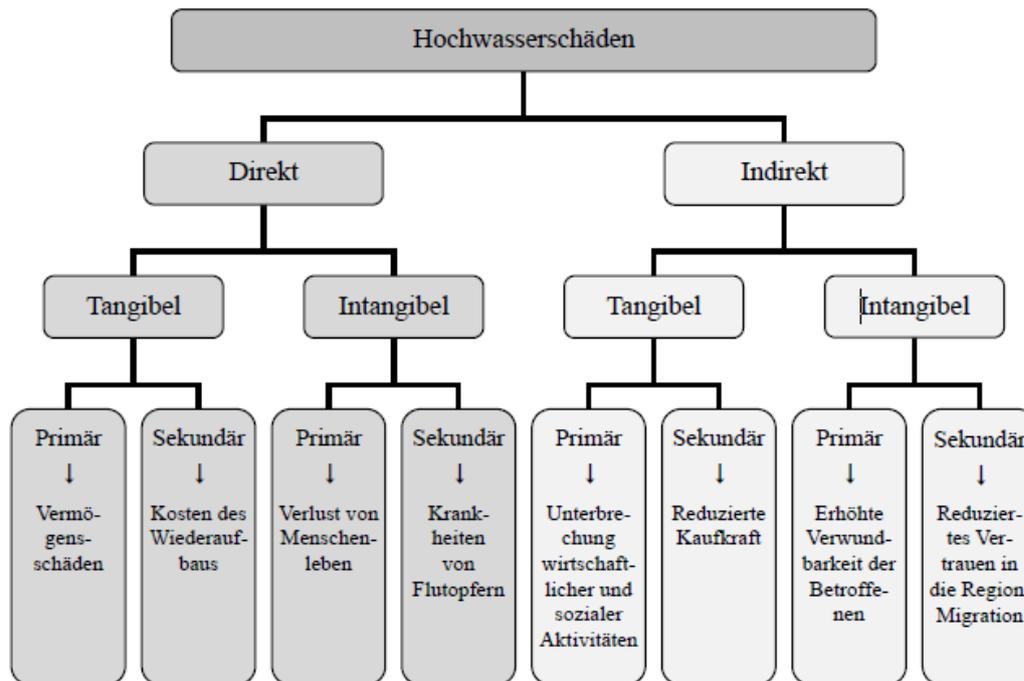


Abb. 19: Einteilung von Hochwasserschäden nach Smith & Ward (1998). Quelle: Müller 2010: 36, Abb. 2-12.

Die meisten Analysen zu Hochwasserschäden beziehen lediglich die direkten, tangiblen Schäden mit ein. Gründe sind u.a. fehlende methodische Grundlagen, die weitgehende Konzentration solcher Analysen auf Industrieländer, in denen diese Art Schäden eine größere Bedeutung haben und die Tatsache, dass bei direkten Hochwasserschäden Ursache und Wirkung offensichtlicher sind (Müller 2010: 38). Auch im Rahmen dieser Arbeit werden nur die direkten, tangiblen und primären Hochwasserschäden ermittelt, wie z.B. Schäden an Gebäuden, Vorräten, Hausrat oder durch Ertragsausfall (Müller 2010: 37, IKS 2001b: 16):

*Direkt:* Schäden entstehen durch physische Einwirkung des Wassers.

*Tangibel:* Schäden lassen sich durch monetäre Werte ausdrücken.

*Primär:* Schäden entstehen unmittelbar während des Hochwassers.

Als schadensempfindlich werden die Landnutzungskategorien Siedlung, Industrie, Verkehr, landwirtschaftliche Nutzung und Forst im Überschwemmungsgebiet betrachtet, wie sie auch aus den Landnutzungsdaten vorliegen (vgl. IKS 2001b: 38, Tab. 5.13). Alle anderen Flächen, wie z.B. Gewässer und nicht innerhalb der Siedlungsfläche ausgewiesene städtische Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen, natürliches Grünland, usw., werden nicht als schadensempfindlich betrachtet (IKS 2001b).

## Vorgehen zur Berechnung des potentiellen Vermögensschadens

Berechnet werden die potentiellen Vermögensschäden im Überschwemmungsgebiet mithilfe von Schadensfunktionen. Hintergrund solcher Schadensfunktionen ist, dass normalerweise nicht alle Werte auf einer betrachteten Fläche bei einem Hochwasser zerstört werden. In Abhängigkeit der Wassertiefe kommt nur ein Teil des Gesamtwerts zu Schaden (IKSR 2001a: 5). Durch eine relative Schadensfunktion wird der Vermögensschaden daher als Prozentsatz vom Gesamtwert der betrachteten Fläche angegeben (Müller 2010: 39). Die Wassertiefe ist die einzige Eingangsgröße in diesen Funktionen, andere physikalische Größen, wie z.B. die Fließgeschwindigkeit werden meist nicht berücksichtigt (Müller 2010: 39). Das Schadenspotential kann sowohl flächenproportional als auch objektbezogen berechnet werden. Letzteres setzt voraus, dass alle betroffenen Objekte oder die Anzahl an Straßenkilometern identifiziert werden. Im Rahmen dieser Arbeit wird die flächenbezogene Berechnung angewendet, da es sich nur um eine erste Abschätzung des Schadenspotentials handelt, für diese Art der Erhebung Daten vorliegen und viele Studien in Deutschland von einer flächenproportionalen Schlüsselung ausgehen (IKSR 2001b: 23).

Für die verschiedenen Landnutzungsarten im Überschwemmungsgebiet (analog der Nutzungskategorien aus den Landnutzungsdaten), wie z.B. Siedlungs- oder Industrieflächen, werden jeweils unterschiedliche Schadensfunktionen verwendet. Außerdem werden selbst für dieselbe Landnutzungskategorie, z.B. Siedlungsflächen, unterschiedliche Schadensfunktionen für die immobilen Werte, wie Gebäude, und die mobilen Werten, die Gebäudeinhalte (Hausrat, Ausrüstung, Vorräte, etc.) benötigt (vgl. IKSR 2001b: 28, 38, Tab. 5.13). In Abb. 20 sind beispielhaft die Schadensfunktionen für die mobilen und immobilen Werte einer Siedlungsfläche in Abhängigkeit der Wassertiefe dargestellt.

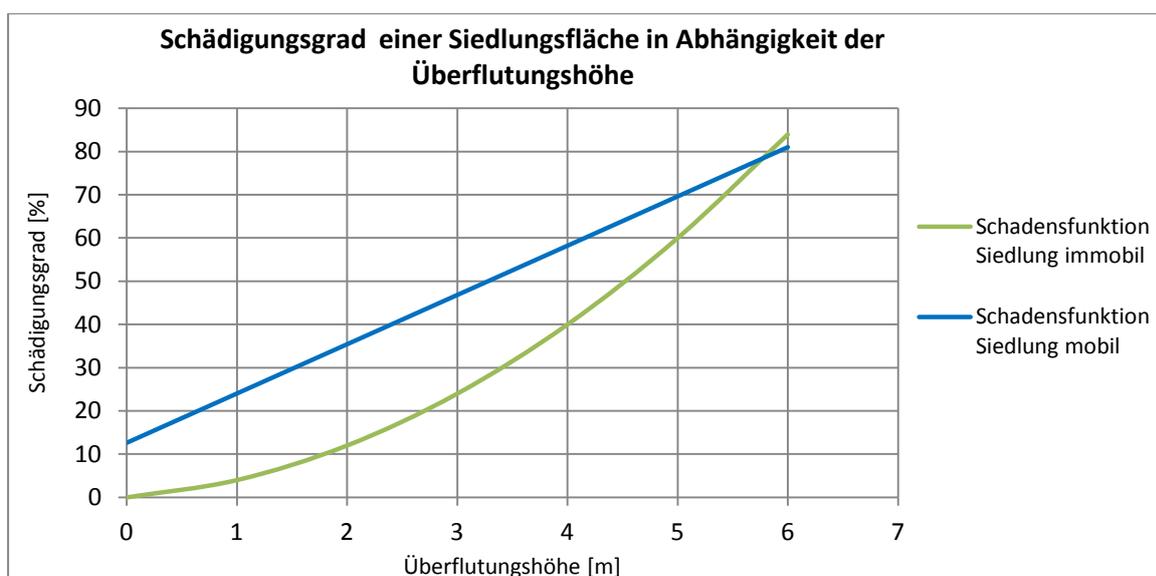


Abb. 20: Schadensfunktionen für das Kapital der Kategorie Siedlung immobil und mobil in Abhängigkeit der Wassertiefe. Immobil:  $y = 2x^2 + 2x$  ; mobil:  $y = 11,4x + 12,625$ .  $x =$  Überflutungshöhe [m];  $y =$  Schädigungsgrad [%]. Datengrundlage: IKSR 2001b: 38, Tab. 5.13. Eigene Darstellung.

Solche Schadensfunktionen verlaufen nicht unbedingt linear. Der potentielle Schaden kann in Abhängigkeit der Überflutungstiefe teilweise exponentiell zunehmen. Beispielsweise entsteht bei einer Überflutungshöhe von zwei Metern ein potentieller Schaden in Höhe von 12 % des Gesamtwerts der immobilien Güter und von 35 % des Gesamtwerts des mobilen Kapitals auf einer betrachteten Siedlungsfläche. Um mit diesen Angaben den potentiellen Schaden einer Fläche zu berechnen, wird neben der Wassertiefe zusätzlich der Vermögenswert dieser Fläche benötigt, wie im weiteren Verlauf noch näher ausgeführt wird.

Da es für die einzelnen Nutzungskategorien verschiedene Schadensfunktionen gibt, muss darauf geachtet werden, dass die ausgewählten Schadensfunktionen auch tatsächlich für das Untersuchungsgebiet geeignet sind (Müller 2010). Im Rahmen dieser Arbeit werden die Schadensfunktionen aus dem IKSR-Rheinatlas verwendet, der im Auftrag der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) erstellt wurde, um das Schadenspotential entlang des Rheins bei Extremhochwasser zu ermitteln (vgl. IKSR 2001a). Dieselben Schadensfunktionen wurden ebenfalls bereits für eine Untersuchung entlang der Kinzig genutzt (HGN 2007: 11, unveröffentlichte Studie). Trotzdem sollte beachtet werden, dass die Schadensfunktionen aus dem IKSR-Rheinatlas auf die Landnutzungskategorien aus CORINE-Daten abgestimmt wurden und die hier verwendeten Daten auf aggregierten ATKIS-Daten beruhen (Persönliche Kommunikation, Dirk Bastian (HLUG), 17.10.2014). Grundlage für die Erstellung der Schadensfunktionen des IKSR-Rheinatlas bildeten die HOWAS – Datenbank, die Daten aus Hochwasserschadensanalysen vergangener Hochwasser enthält, sowie Studien aus den Niederlanden und Expertengespräche (IKSR 2001a: 5). In Tab. 15 sind alle Schadensfunktionen dargestellt, die im Rahmen dieser Arbeit verwendet werden, für die schadensempfindlichen Nutzungskategorien Siedlung, Industrie, Verkehr, landwirtschaftliche Nutzung und Forst (vgl. IKSR 2001b: 38, Tab. 5.13).

Tab. 15: Schadensfunktionen zur Berechnung des potentiellen Vermögensschadens.  $x$  = Überflutungshöhe [m];  $y$  = Schädigungsgrad [%]. Quelle: IKSR 2001b: 38, Tab. 5.13.

Nutzungskategorie	Schadensfunktion immobil	Schadensfunktion mobil
Siedlung	$y = 2x^2 + 2x$	$y = 11,4x + 12,625$
Industrie	$y = 2x^2 + 2x$	$y = 7x + 5$
Verkehr	$y = 10x$ für $x < 1$ ; $Y = 10$ für $x > 1$	$y = 10x$ für $x < 1$ ; $Y = 10$ für $x > 1$
Landwirtschaftliche Nutzfläche	$y = 1$	
Forst	$y = 1$	

„Für Gebäude [kann] unabhängig vom Verwendungszweck die gleiche Funktion verwendet werden“, weshalb die Funktionen für das immobile Kapital in Siedlungs- und Industrieflächen identisch sind (IKSR 2001a: 5). Für die mobilen Werte einer Siedlungsfläche wurde berücksichtigt, dass die Nutzung

nicht nur aus Wohngebäuden, sondern auch aus wirtschaftlichen oder staatlichen Einrichtungen besteht. Aus früheren Studien geht eine durchschnittliche Aufteilung von 35 % Wirtschaft, 60 % Wohnen und 5 % Staat innerhalb einer Siedlungsfläche hervor (vgl. IKS 2001b: 30 f.). Unter Berücksichtigung dieser Wertigkeit wurde die Schadensfunktion für das immobile Kapital einer Siedlungsfläche aus diesen drei Grundfunktionen zusammengestellt (vgl. IKS 2001b: 38, Tab. 5.13). Der Hintergrund dieser Verallgemeinerung ist, dass allen Daten dieselben Nutzungskategorien zugrunde liegen müssen. Basierend auf den Nutzungskategorien, die in den Landnutzungsdaten vorkommen, werden exakt für dieselben Kategorien Schadensfunktionen und durchschnittliche Vermögenswerte benötigt. Daher nützt es nichts, wenn eine der Informationsquellen eine höhere Auflösung vorweist, als die beiden anderen.

Um den potentiellen Schaden mithilfe von Schadensfunktionen zu berechnen, wird neben der Überflutungstiefe, wie bereits angesprochen, das Gesamtkapital der betrachteten Fläche benötigt. Dazu werden in der Regel spezifische Vermögenswerte für die einzelnen schadensempfindlichen Nutzungskategorien verwendet (vgl. IKS 2001a). Für Hessen (und andere Bundesländer) lagen solche Basisdaten bereits aus früheren Untersuchungen vor, allerdings für eine größere Anzahl an Nutzungsklassen entsprechend der Gliederung des Automatisierten Liegenschaftsbuches (vgl. IKS 2001b: 20, Tab. 5.2). Im Zuge der Erstellung des Rheinatlases wurden diese Nutzungsklassen auf Basis ihres flächenmäßigen Vorkommens zu den Nutzungskategorien aus den CORINE-Daten aggregiert (Siedlung, Industrie, Verkehr, landwirtschaftliche Nutzung und Forst) (IKS 2001b: 19 ff.). Grundsätzlich erhoben werden solche Daten, indem z.B. Kapitalstöcke aus den Wirtschaftsstatistiken des jeweiligen Bundeslandes entnommen werden (vgl. IKS 2001b: 20). In Tab. 16 sind die spezifischen Vermögenswerte in [EUR/m<sup>2</sup>] jeder Nutzungsklasse für das Bundesland Hessen dargestellt (IKS 2001b: 22, Tab. 5.5). Auch hier sollte beachtet werden, dass den Landnutzungsdaten aus den Hochwasserrisikokarten des HLUGs aggregierte ATKIS-Daten zugrunde liegen (vgl. Anhang F). Daher sollte idealerweise die Übertragung der Werte aus Tab. 16 auf die Landnutzungskategorien der Hochwasserrisikokarten überprüft werden, um mögliche Abweichungen zu untersuchen (Persönliche Kommunikation, Dr. Walter Pflügner (Plan+EVAL), 13.10.2014). Dies war im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht möglich und auch diese Werte wurden bereits in der Studie zum potentiellen Hochwasserschaden entlang der Kinzig verwendet (HGN 2007: 10, unveröffentlichte Studie).

Tab. 16: Spezifische Vermögenswerte [EUR/m<sup>2</sup>] verschiedener Landnutzungskategorien für Hessen.  
 Quelle: IKS 2001b: 22, Tab. 5.5.

Nutzungskategorie	Immobil [EUR/m <sup>2</sup> ]	Mobil [EUR/m <sup>2</sup> ]
<i>Siedlung</i>	231	51
<i>Industrie</i>	258	80
<i>Verkehr</i>	300	3
<i>Landwirtschaftliche Nutzfläche</i>	7	
<i>Forst</i>	1	

Die aggregierten Vermögenswerte der Nutzungskategorie Siedlung berücksichtigen bereits, dass eine Siedlungsfläche immer aus einem Mix aus Handel und Dienstleistung, Staat, Wohnkapital, Gebäude- und Hofflächen, Straßen, Grünflächen usw. besteht (IKS 2001b: 20 f.). Darüber hinaus fließt auch in die Kategorie der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein Teil des Vermögenswerts für Straßen mit ein, da Landnutzungsdaten wie z.B. CORINE-Daten, die geringe Breitenausdehnung der linienhaften Straßen nicht als eigenständige Kategorie erfasst. Daher wird der Vermögenswert von Straßen auf die Nutzungskategorien Siedlung und landwirtschaftliche Nutzfläche umverteilt (IKS 2001b: 16). Folgendes wird in den einzelnen Nutzungskategorien mit einbezogen (IKS 2001b: 21, Tab. 5.3):

*Siedlung* Handel und Dienstleistung, Staat, Wohnkapital, Energie- und Wasserversorgung, Gebäude- und Hofflächen, öffentlicher Tiefbau und sonstige Flächen, wie z.B. städtische Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen usw.

*Industrie* Industrie- und Gewerbeflächen

*Verkehr* Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen, Hafengebiete, Flughäfen

*Landwirtschaftliche Nutzfläche* u.a. Ackerland, Weinbauflächen, Obst- und Beerenobstbestände, Wiesen und Weiden, komplexe Parzellenstrukturen, land- und forstwirtschaftliche Flächen, öffentlicher Tiefbau

*Forst* Laub-, Nadel-, Mischwälder, Hartlaubbewuchs, Wald-Strauch-Übergangsgesellschaften

Wie bereits erwähnt, werden nicht innerhalb der Siedlungsfläche ausgewiesene städtische Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen, natürliches Grünland, usw. nicht berücksichtigt (IKS 2001b). Die

spezifischen Vermögenswerte aus Tab. 16 gelten für Hessen und können prinzipiell für alle Regionen innerhalb des Bundeslands verwendet werden. Lediglich die Vermögenswerte der Nutzungsklasse Siedlung sollte gemeindespezifisch angepasst werden. Da es sich um einen Mittelwert pro Quadratmeter handelt, werden Schäden in ländlichen Gebieten aufgrund der großen Grundstücksflächen überschätzt und für dicht besiedelte Stadtgebiete unterschätzt (IKSR 2001b: 26). Zur Anpassung des Werts wird als Indikator die Einwohnerdichte verwendet. Je höher die Zahl der Einwohner, desto höher auch das Vermögen. Dazu wird die Einwohnerdichte der Gemeinde mit der Einwohnerdichte im Bundesland verglichen. Die Grundlage bildet die Verteilung der Einwohnerzahl auf die Fläche der Nutzungsklasse Siedlung, wie sie in CORINE-Daten ausgewiesen werden. Daraus resultiert ein Faktor mit dem der spezifische Vermögenswert multipliziert wird (IKSR 2001b: 26). Im Rahmen dieser Arbeit können die Werte nicht angepasst werden, da keine großräumigen CORINE-Daten vorliegen. Anhand einiger Beispiele im IKSR-Rheinatlas lässt sich erkennen, dass die Vermögenswerte für die Siedlungsflächen in Hanau mit großer Wahrscheinlichkeit nach oben korrigiert werden müssten (vgl. IKSR 2001b: 26, Tab. 5.12). Für die Werte der Nutzungskategorien Industrie und Verkehr wird hingegen angenommen, dass sie keinen regionalen Schwankungen unterliegen, da sich der Bau einer Industrieanlage bzw. Verkehrseinrichtung „i.d.R. an technischen Vorgaben und nicht an der geographischen Lage [orientiert]“ (IKSR 2001b: 26). Die spezifischen Vermögenswerte dienen als Referenzwerte, um den Schaden in Abhängigkeit der Überschwemmungstiefe mit den Schadensfunktionen abzuschätzen.

### **Berechnung in einem Geographischen Informationssystem**

Berechnet wurden die potentiellen Vermögensschäden mit einem Geographischen Informationssystem (ArcGIS von ESRI). Die Datengrundlage bildeten die Rasterdatensätze mit den jeweiligen Überflutungstiefen und die Shapefiles mit den Landnutzungsdaten des HLUgS. Die Landnutzungsinformationen enthielten eine eigenständige Kategorie „Kultur & Dienstleistung“, für die aus dem IKSR Rheinatlas keine spezifischen Vermögenswerte und Schadensfunktionen vorlagen. Da die Vermögenswerte der Kategorie „Siedlung“ eine Mischung aus unterschiedlichen Nutzungen darstellen, darunter z.B. „Dienstleistung“ und „Staat“, wurde die Nutzungskategorie „Kultur & Dienstleistung“ ebenfalls als Siedlungsfläche betrachtet. Die Kategorien „Grünfläche“ und „Gewässer“ aus den Landnutzungsdaten des HLUgS wurden als schadensunempfindlich angesehen und nicht berücksichtigt. Eine detaillierte Beschreibung der Berechnung im GIS ist im Anhang zu finden (s. Anhang D). Für jeden Pixel (2 x 2 m) wurde mithilfe der jeweiligen Schadensfunktion und dem spezifischen Vermögenswert der potentielle Schaden in Abhängigkeit der Überflutungstiefe berechnet (vgl. IKSR 2001b: 39; hier jedoch mit einem Zelleninhalt von 1000 m<sup>2</sup>).

### Ergebnis: Potentieller, vermiedener Vermögensschaden durch die Bulau bei einem HQ<sub>10</sub>

Der potentielle Vermögensschaden bei einem HQ<sub>10</sub> wurde zunächst für den Ist-Zustand, das heißt, mit der Retentionsleistung der Bulau berechnet. Dazu wurde der Bereich flussabwärts der Bulau bis zur Mündung der Kinzig in den Main betrachtet, der auch in den Hochwassergefahrenkarten als Überschwemmungsgebiet bei einem HQ<sub>10</sub> ausgewiesen wird (vgl. Abb. 17 bzw. Anhang F). In Abhängigkeit der Wassertiefen und der Landnutzungskategorien (s. Anhang F) wurde der potentielle Vermögensschaden bei einem 10-jährlichen Hochwasser in diesem Gebiet wie oben beschrieben berechnet. Im Alternativszenario wurde angenommen, dass ohne die Bulau der Bereich überschwemmt wird, der normalerweise erst bei einem Extremhochwasser betroffen ist. Ein Vergleich der Wasservolumina zeigte, dass das hier betrachtete Überschwemmungsgebiet im Alternativszenario zu klein ist und nur 62 % des eigentlichen Wasservolumens berücksichtigt werden (vgl. Tab. 14). Trotzdem wurde auch für dieses Gebiet der potentielle Vermögensschaden berechnet. Die Ergebnisse beider Berechnungen sind in Tab. 17 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 17: Potentieller Vermögensschaden [EUR] bei einem HQ<sub>10</sub> entlang der Kinzig für das Gebiet flussabwärts der Bulau bis zur Mündung in den Main im Ist-Zustand und für das Alternativszenario. Datengrundlage: Rasterdatensätze mit den Überflutungstiefen und Landnutzungsinformationen (HLUG), Schadensfunktionen und spez. Vermögenswerte (IKSR 2001b). Eigene Berechnung.

Nutzungskategorie	Potentieller Vermögensschaden [EUR]	
	Ist-Zustand HQ <sub>10</sub>	Alternativszenario HQ <sub>10</sub> (= HQ <sub>ex</sub> )
<i>Siedlung</i>	1.464.357	10.093.956
<i>Kultur &amp; Dienstleistung</i>	-	3.845.785
<i>Industrie</i>	49.277	7.400.698
<i>Verkehr</i>	5.288	2.639.749
<i>Landwirtschaftliche Nutzfläche</i>	13.063	24.111
<i>Forst</i>	716	1.004
<b>Summe</b>	<b>1.532.701</b>	<b>24.005.303</b>

Der potentielle Vermögensschaden bei einem 10-jährlichen Hochwasser beträgt trotz der Retentionswirkung der Bulau über 1,5 Mio. EUR. Ohne den Auwald liegt der potentielle Schaden, unter Berücksichtigung der hier getroffenen Annahmen, bereits bei 24 Mio. EUR. Die Nutzungskategorien mit den höchsten möglichen Vermögensschäden sind zum einen die Siedlungsflächen, gefolgt von den Flächen der Industrie. In Abb. 21 sind die potentiellen Vermögensschäden für beide Fälle, in Abhängigkeit der Nutzungskategorien, noch einmal vergleichend dargestellt. Die Angaben des Vermögensschadens in EUR beziehen sich in Abb. 21 immer auf eine Fläche von 4 m<sup>2</sup>, da dies der Auflösung der Eingangsdaten entspricht.

**Potentieller Vermögensschaden bei einem HQ<sub>10</sub>**  
 Vergleich Ist-Zustand (mit Bulau) und Alternativszenario  
 (ohne Retentionsvolumen der Bulau)



**Legende**

<b>Siedlung</b> Max: 1132,06 Min: 25,76	<b>Industrie</b> Max: 705,82 Min: 16,00	<b>Verkehr</b> Max: 121,20 Min: 0,00	<b>Kultur &amp; Dienstleistung</b> Max: 233,67 Min: 25,76
Überschwemmungsgebiet	<b>Landwirtschaft</b> 0,28	<b>Forst</b> 0,04	
Nicht berücksichtigt: Grünflächen			

Alle Angaben sind in EUR und beziehen sich auf die Fläche eines Pixels von 4 m<sup>2</sup>.

Abb. 21: Potentieller Vermögensschaden [EUR/4 m<sup>2</sup>] bei einem HQ<sub>10</sub> für Ist-Zustand und Alternativszenario. Datengrundlage: Rasterdatensätze mit den Überflutungstiefen und Landnutzungsinformationen (HLUG), Schadensfunktionen und spez. Vermögenswerte (IKSR 2001b). Eigene Berechnung und Darstellung.

In Abhängigkeit der Überflutungstiefe sind in den einzelnen Nutzungsflächen besonders schadensanfällige Gebiete zu erkennen (dunkler gefärbte Bereiche). Die potentiellen Vermögensschäden der Nutzungskategorien Landwirtschaft und Forst sind unabhängig von der Wassertiefe immer konstant pro betrachtete Zelle (4 m<sup>2</sup>) (vgl. Schadensfunktionen in Tab. 15). Im Alternativszenario des HQ<sub>10</sub> ohne die Retentionswirkung der Bulau (das einem Extremhochwasser entspricht) werden bereits größere Teile Hanaus überflutet, was sich in der hohen Schadenssumme widerspiegelt (vgl. auch Abb. 12 bzw. Anhang F für eine Darstellung der Stadtfläche). Grünflächen wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt, da hierfür keine Schadensfunktionen und spezifische Vermögenswerte vorlagen. Entlang der Kinzig, kurz vor der Mündung in den Main, werden allerdings z.B. Schrebergärten als Grünflächen deklariert, die sicherlich auch ein Schadenspotential aufweisen und in der Schadenssumme nicht enthalten sind. Auf der anderen Seite wird der Hauptfriedhof der Kategorie „Kultur & Dienstleistung“ zugeordnet (vgl. Fläche „Kultur & Dienstleistung“ am südlichen Rand in Abb. 21 (2)), wodurch der potentielle Schaden in diesem Bereich mit Sicherheit überschätzt wird.

Um die ökonomische Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz auszudrücken, wird die Differenz der Hochwasserschäden aus den Szenarien mit und ohne Auwald benötigt (Brander et al. 2013: 90, Dehnhardt & Meyerhoff 2012). Daher muss vom Vermögensschaden, der ohne den Hochwasserschutz der Bulau entsteht (24.005.303 EUR), noch der Schaden abgezogen werden, der auch mit Auwald nicht zu vermeiden ist (1.532.701 EUR). Der potentielle, vermiedene Vermögensschaden durch die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz der Bulau beträgt bei einem HQ<sub>10</sub> demnach mindestens 22.472.602 EUR. Die diesem Wert zugrundeliegenden spezifischen Vermögenswerte stammen jedoch aus dem Jahr 2001. Zur Aktualisierung kann das Ergebnis mit dem Faktor 1,15 multipliziert werden, sodass der vermiedene Schaden auf der Grundlage des nationalen Bruttoinlandsprodukts für das Jahr 2014 angepasst wird (Persönliche Kommunikation, Dr. Walter Pflügner (Plan+EVAL) bzw. Adrian Schmid-Breton (IKSR), 13.10.2014 bzw. 17.09.2014). Der potentielle, vermiedene Vermögensschaden beträgt daraufhin 25.843.492 EUR. Bezogen auf die Fläche des Auwalds (604 ha) und die betrachtete Zeitspanne (10 Jahre) entspricht der Wert 4.279 EUR/ha/a. Bei diesen Werten handelt es sich aus verschiedenen Gründen um eine sehr konservative Schätzung:

- (1) Insgesamt beschreiben die ermittelten Schäden die Untergrenze des potentiellen ökonomischen Gesamtschadens (vgl. IKSR 2001b: 31). Vernachlässigt wurden z.B. Wertschöpfungsverluste und Folgeschäden sowie „[...] *alle außerökonomischen Folgen*“ (vgl. IKSR 2001b: 9 & 31). In Tab. 18 werden die nicht berücksichtigten Schäden aufgelistet und die jeweiligen ökonomischen Auswirkungen abgeschätzt.

Tab. 18: Im Rahmen dieser Arbeit vernachlässigte Schäden bei der Berechnung des potentiellen, vermiedenen Schadens. Quelle: IKS 2001a: 5.

Schaden	Abschätzung des Schadenspotentials
<i>Wiederbeschaffungswert (Neuwert)</i>	Schaden würde sich in etwa verdoppeln.
<i>Produktionsunterbrechung und Betriebsausfall</i>	Schäden betragen zwischen dem 1- bis 4-fachen des direkten Schadens.
<i>Schäden an Fahrzeugen</i>	Können 2 – 7 % der Schadenssumme ausmachen.
<i>Kosten des Katastrophenschutzes, von Feuerwehr &amp; Rettungskräften</i>	„Die großen Hochwasserereignisse 1997 in Deutschland an der Oder und 1995 in den Niederlanden am Rhein haben Einsatzkosten in Höhe von mehreren 100 Millionen Euro verursacht“ (IKSR 2001a: 5).
<i>Schäden an Hochwasserschutzanlagen</i>	Können die privaten Schäden übertreffen.
<i>Schäden an Intensivkulturen und zugehörigen Infrastrukturanlagen</i>	Beschränkung landwirtschaftlicher Schäden auf den Ertragsausfall.

- (2) Die spezifischen Vermögenswerte für die Nutzungskategorie Siedlung hätten wahrscheinlich nach oben korrigiert werden müssen (vgl. IKS 2001b: 26, Tab. 5.12).
- (3) Im Alternativszenario konnten nur 62 % des eigentlichen Wasservolumens berücksichtigt werden. Nur auf der Grundlage des Vergleichs der Wasservolumina kann der vermiedene Vermögensschaden jedoch nicht angepasst werden. Der Schaden hängt maßgeblich von den Überflutungstiefen ab, welche in die nicht unbedingt linear verlaufenden Schadensfunktionen einfließen. Darüber hinaus ist die Höhe des Schadens stark von der Landnutzungsart innerhalb des Überschwemmungsgebiets abhängig. Was jedoch mit großer Wahrscheinlichkeit gesagt werden kann ist, dass unter Berücksichtigung des vollen Überschwemmungsvolumens ohne die Retentionsleistung der Bulau, vor allem weitere Stadtflächen Hanaus von Überflutungen betroffen wären, da diese Landnutzung zwischen der Bulau und der Mündung der Kinzig in Main deutlich dominiert (vgl. Abb. 12 bzw. die Originalkarten im Anhang F). Für weitere Aussagen wird jedoch unbedingt der genaue Überschwemmungsbereich benötigt.
- (4) Im Verlauf einer bestimmten Zeitspanne treten noch weitere, größere Hochwasser auf, die wesentlich höhere Vermögensschäden verursachen. Im besten Fall hätte z.B. auch ein Jahrhunderthochwasser betrachtet werden sollen, um die potentiellen, vermiedenen Schäden aller Hochwasser entsprechend ihrer Eintrittswahrscheinlichkeit anteilig zu summieren (vgl. Kousky & Walls 2014: 123).

Der potentielle, vermiedene Vermögensschaden von 25.843.492 EUR bzw. 4.279 EUR/ha/a bei einem HQ<sub>10</sub> sollte daher nicht als Vorhersage gewertet werden (Kousky & Walls 2014: 123).

## **Kritikpunkte**

In Scholz et. al (2012) wird kritisiert, dass „*die Unsicherheit in der Beziehung von Schadenspotenzial und dem tatsächlichen Schaden im Überflutungsfall*“ zu groß sei (Scholz et. al 2012: 208). Dem kann entgegengesetzt werden, dass diese Berechnungen nicht in erster Linie dazu dienen eine genaue Schadensprognose zu geben sondern, um zunächst die Größenordnung des monetären Werts des Auwalds darzustellen. Problematischer ist jedoch, dass auch bei dieser Bewertungsmethode die Ergebnisse in Abhängigkeit der Berechnungsweise variieren. Unterschiede gibt es in Bezug auf die Landnutzungsdaten bzw. die schadensempfindlichen Nutzungskategorien, die ausgewählten Schadensfunktionen für die Berechnung, die spezifischen Vermögenswerte und ob eine flächen- bzw. objektgestützte Berechnung vorgenommen wurde. Wie bereits bei der Ersatzkostenmethode ist auch der vermiedene Schadenswert abhängig vom gesellschaftlichen Kontext. Die vermiedenen Schadenswerte sind daher nicht ohne Weiteres über Ländergrenzen hinweg vergleichbar (TEEB 2010c). Zudem ist es schwierig die vermiedenen Hochwasserschäden unterschiedlicher Studien zu vergleichen, wenn verschiedene Hochwasser zugrunde liegen. In Kousky & Walls (2014) wurden die Schäden mehrerer Hochwasserereignisse innerhalb einer bestimmten Zeitspanne berechnet und anteilig summiert. Im Gegensatz dazu wurde hier, wie auch in Gerrard (2004), nur der vermiedene Schaden eines einzelnen 10-jährlichen Hochwassers ermittelt. Für die Berechnung in dieser Arbeit hätte im Optimalfall auch eine Modellierung durchgeführt werden sollen, um den tatsächlichen Überschwemmungsbereich ohne den Einfluss der Bulau zu erhalten und diesen mit dem hier angenommenen Überschwemmungsgebiet des Alternativszenarios zu vergleichen.

### **7.1.3. Diskussion der Ergebnisse aus beiden Methoden**

Ziel der Berechnung der Ersatzkosten und des vermiedenen Schadenswerts war es, u.a. auch die Probleme bei der Anwendung zu beleuchten, z.B. die Wahl von Indikatoren, Referenzhochwasser oder die Datenverfügbarkeit, Vor- und Nachteile der Methoden aufzuzeigen und vor allem die Vergleichbarkeit, Übertragbarkeit und Aussagekraft der Ergebnisse zu diskutieren.

#### *(1) Vergleichbarkeit*

Der monetäre Wert des Hochwasserschutzes einer Aue kann je nach Studie sehr unterschiedlich ausfallen (Ming et al. 2006: 222). In Tab. 19 sind die Ergebnisse aus verschiedenen Primärstudien dargestellt, inklusive der hier berechneten Werte. Tab. 19 ist größtenteils ein Auszug aus der TEEB-Datenbank und enthält die Ersatzkosten und den vermiedenen Vermögensschaden der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz von Feuchtgebieten im Inland aus verschiedenen Studien (Van der Ploeg & de Groot 2010). Neun Studien werden in der TEEB-Datenbank aufgelistet, davon wird jedoch nur in sechs Studien der monetäre Wert in USD/ha/a angegeben. Zusätzlich werden die monetären

Werte aus Leschine et al. (1997) in Tab. 19 berücksichtigt. Verwendet werden dabei die Ergebnisse in USD/ha und ohne Anwendung der Discount-Rate, wie sie bereits in Tab. 9 dargestellt wurden. Um einen Wert in USD/ha/a zu erhalten, werden die Werte noch einmal durch die durchschnittliche Nutzungsdauer der Anlagen von 30 Jahren dividiert (vgl. Leschine et al. 1997: 48). Die Ergebnisse im Rahmen dieser Arbeit wurden für eine bessere Vergleichbarkeit auf Basis des Wechselkurses vom 17. Oktober 2014 ebenfalls in USD umgerechnet (1 EUR = 1,28 USD, Wechselkurs vom 17.10.2014, Deutsche Börse AG 2014). Der potentielle, vermiedene Schaden bei einem HQ<sub>10</sub> durch die Bulau in Höhe von 4.279 EUR/ha/a entspricht demnach 5.477 USD/ha/a und die Ersatzkosten von 1.880 EUR/ha/a bezogen auf ein Extremhochwasser betragen 2.406 USD/ha/a (HQ<sub>100</sub>: 1.458 EUR/ha/a entspricht 1.866 USD/ha/a).

Tab. 19: Ersatzkosten bzw. vermiedener Schadenswert der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz von Feuchtgebieten („wetland“) im Inland. Quellen: Van der Ploeg & de Groot (2010) (Auszug aus der TEEB-Datenbank, Kriterien: Ökosystem: *Inland wetland*, Ökosystemdienstleistung: *flood prevention*, Methode: *avoided cost* und *Mitigation and Restoration Cost*) und Leschine et al. (1997).

Ökosystem	Land	Bezugsjahr	Wert [USD/ha/a]	Publikation
<b>Vermiedener Schaden</b>				
„Peat wetlands“	Neuseeland	2007	712	Department of Conservation (2007)
„Swamps/marshes“	Lao People's Democratic Republic	2003	1.421	Gerrard (2004)
„Swamps/marshes“	USA	1972	3.677	Gupta & Foster (1975)
„Swamps/marshes“	USA	1981	82.459	Thibodeau & Ostro (1981)
„Swamps/marshes“	USA	1994	3.341	Costanza et al. (1997)
<b>Aue</b>	<b>Deutschland</b>	<b>2014</b>	<b>5.477 (HQ<sub>10</sub>)</b>	<b>Ergebnis dieser Arbeit.</b>
<b>Ersatzkosten</b>				
<i>Aue (Green River)</i>	USA	1997	3.351	Leschine et al. (1997)
<i>Aue (North Scriber Creek Aue)</i>	USA	1997	957 (1984) 638 (1986)	Leschine et al. (1997)
<i>Aue (North Sriber Creek Auenkomplex)</i>	USA	1997	2.896 (1984) 4.155 (1986)	Leschine et al. (1997)
„Peat wetlands“	Sri Lanka	2003	1.750	Emerton & Bos (2004)
<b>Aue</b>	<b>Deutschland</b>	<b>2014</b>	<b>2.406 (HQ<sub>ex</sub>)</b> <b>1.866 (HQ<sub>100</sub>)</b>	<b>Ergebnis dieser Arbeit.</b>

Tab. 19 zeigt, dass sich die Ergebnisse dieser Arbeit in der Größenordnung der Ergebnisse anderer Studien bewegen und durchaus plausibel sind. Allerdings ist die Spannweite der monetären Werte aus den verschiedenen Primärstudien, vor allem für die Angabe eines vermiedenen Schadens, ohnehin sehr groß. Gründe für die Spannweite der Werte sind zum einen, dass sich die Studien auf unterschiedliche Untersuchungsgebiete beziehen und zum anderen, dass sie in Umfang, Qualität und vor

allem in der Methodik variieren. „Often the estimated economic values are not comparable as they may be of a different nature or be expressed in different units, or the estimates may not be clearly related to a specific service or an area“ (TEEB 2008: 36). Es wurde bereits angesprochen, dass die Ergebnisse u.a. stark davon abhängen, welches Referenzhochwasser für die Berechnung verwendet wird, ob z.B. die Ersatzkosten aufgrund einer teuren oder relativ preisgünstigen Alternative berechnet werden, welche Art von Schäden bei der Berechnung des vermiedenen Schadens mit einbezogen werden oder in welchem Land das Untersuchungsgebiet liegt. Zudem muss gegebenenfalls wie in dieser Arbeit für den potentiellen Vermögensschaden beachtet werden, dass z.B. im Alternativszenario nicht das gesamte Überschwemmungsgebiet berücksichtigt werden konnte. Informationen dieser Art sind jedoch essentiell für einen Vergleich der Werte, aber nicht auf den ersten Blick ersichtlich. Daher bietet sich ein direkter Vergleich der Werte aus Tab. 19 nicht unbedingt an.

Abhilfe könnte die Definition von einheitlichen Vorgehensweisen für die Berechnung schaffen. In der Datenbank von TEEB werden bereits einige dieser Aspekte berücksichtigt. Es gibt z.B. Angaben zum Bezugsjahr der Preisberechnung, darüber, ob es sich um eine Aue im Inland oder eine küstennahe Aue handelt und in welchem Land die Studie stattfand. Zudem wird zwischen *low-*, *middle-*, oder *high-income* Ländern unterschieden, da es erst mit dem gesellschaftlichen Kontext möglich ist, eine monetäre Bewertung einzuordnen (Van der Ploeg & de Groot 2010, Haines-Young & Potschin 2009: 55). Eine weitere Frage, die sich stellt ist, ob die Werte aus unterschiedlichen Bewertungsmethoden überhaupt miteinander verglichen werden sollten, da die Angabe der Ersatzkosten eine völlig andere Aussage ermöglicht, als die Angabe eines vermiedenen Vermögensschadens: Die Ersatzkosten stellen die Kosten dar, die notwendig sind, um die Ökosystemdienstleistung durch eine technische Alternative zu ersetzen, wohingegen der vermiedene Schadenswert die Kosten aufzeigt, die durch die Ökosystemdienstleistung vermieden werden. In der Meta-Studie von Brander et al. (2013) wurde das beispielsweise nicht berücksichtigt. Für die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz wurde ein Mittelwert aus 17 Primärstudien von 6.923 USD/ha/a berechnet. Der Median liegt bei 427 USD/ha/a und weist auf die große Spannweite der Werte hin (Brander et al. 2013: 91). In diesen Wert flossen sowohl Ersatzkosten als auch vermiedene Vermögensschäden aus Studien zu küstennahen Feuchtgebieten und zu einem kleineren Teil zu Auen im Inland ein (Brander et al. 2013). All diese Aspekte sind vor allem für den sogenannten Wert-Transfer von Bedeutung.

## (2) Übertragbarkeit

Beim Wert-Transfer werden die Werte aus einer bereits vorhandenen Studie auf ein ähnliches neues Gebiet übertragen (Rosner 2009: 11): “[...] using a value estimated in a particular site as an approximation of the value of the same ecosystem services in another site“ (TEEB 2008: 36). Ein Wert-Transfer kann sinnvoll sein, wenn die Erhebung von Primärdaten für ein großes Untersuchungsgebiet

schlicht zu teuer ist (Costanza et al. 2006: ii; vgl. als Beispiel auch Molnar et al. 2012). Da keine neuen Daten erhoben werden müssen, ist diese Methode zwar einfach in der Anwendung, aber auch nicht exklusiv für das Untersuchungsgebiet. Wie die Ergebnisse aus Kapitel 7.1.2 für den vermiedenen Schadenswert durch die Bulau zeigen, variiert der Vermögensschaden sehr stark in Abhängigkeit der Landnutzungsart flussabwärts der Aue. Die spezifischen Vermögenswerte von forst- oder landwirtschaftlich genutzten Flächen liegen bei unter 10 EUR/m<sup>2</sup> und für bebaute Bereiche zwischen 200 und 300 EUR/m<sup>2</sup> (vgl. Tab. 16). Daher ist es kaum vorstellbar, dass der vermiedene Schaden durch die Bulau auf ein Gebiet übertragen werden kann, in dem flussabwärts keine Siedlungsfläche liegt. Bei einem Wert-Transfer sollte beachtet werden, dass die Untersuchungsgebiete ähnliche Strukturen aufweisen, z.B. hinsichtlich des Landes, der Art oder Umgebung der Aue. Um diesen Problemen zu begegnen gibt es die Möglichkeit mithilfe von Wertefunktionen gebietsspezifische Charakteristika bei der Übertragung von Werten zu berücksichtigen (vgl. z.B. Brander et al. 2013). Trotzdem besteht bei der Übertragung von Bewertungsergebnissen auf ein neues Untersuchungsgebiet immer die Gefahr von „*Transfer errors*“ (Haines-Young & Potschin 2009: 48, Tab. 4.2).

### (3) Aussagekraft

Ziel der Bewertung der ökonomischen Dimension war es, die tatsächliche Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz zunächst monetär zu bewerten. Dabei wurden zwei verschiedene Aspekte der Ökosystemdienstleistung berücksichtigt. Zum einen der vermiedene Schaden durch die Schutzleistung des Ökosystems und zum anderen die Berechnung der Ersatzkosten, falls die Ökosystemdienstleistung durch die Degradierung des Ökosystems verloren geht. “[...] *economic concerns remain a powerful determinant of how people behave, how decisions are made and how policies are formulated. Money is also a basic, and comparable indicator of economic value. For these reasons, economic valuation can provide a convincing argument for placing ecosystems on the water agenda [...]*“ (Emerton & Bos 2004: 29). Beide Ergebnisse liefern wertvolle und vor allem unterschiedliche Informationen, weshalb es durchaus sinnvoll sein kann beide monetären Werte zu erfassen. Der Vorteil eines monetären Werts ist allgemein, dass er direkt mit anderen marktbasierter Gütern verglichen werden kann (Costanza et al. 2006: ii, Haines-Young & Potschin 2009: 45). “*This makes them directly comparable with other sectors of the economy when investments are appraised, activities are planned, policies are formulated, or land and water resource use decisions are made. More important, it enables decision-makers and the public to evaluate the full economic costs and benefits of any proposed change in a wetland*“ (MA 2005a: 61). Bei Entscheidungen bezüglich eines Ökosystems in Wirtschaft oder Politik, bietet die ökonomische Bewertung dadurch die Möglichkeit einer Ökosystemdienstleistung Gewicht zu verleihen (TEEB 2010a: 13). In Leschine et al. (1997) heißt es z.B. zur Wirkung der Darstellung der Ersatzkosten: “*These values provide price-sensitive market signals that there exists a strong economic rationale [...] to protect wetlands today in order to avoid what are*

*likely to be much higher costs of flood protection in the future*” (Leschine et al. 1997: 50 f.). Darüber hinaus kann das Ökosystem durch die Erfassung der Werte weiterer Ökosystemdienstleistungen, als ein “ökonomisch produktives System” wahrgenommen werden (MA 2005a: 61). Der monetäre Wert eines intakten Ökosystems trägt dazu bei, bei ökonomischen Entscheidungen als Gegengewicht zu den Druckfaktoren zu dienen, die sonst gegebenenfalls Umweltzerstörungen verursachen, wie z.B. die Umwandlung der Aue in Siedlungsflächen (Russi et al. 2013: 27). Ein viel zitiertes Beispiel, in dem die Berechnung des vermiedenen Schadens zum Schutz der Auen führte, ist das Beispiel des Charles River. Dort wurde berechnet, dass der Verlust von 20.861 ha Auenlandschaft in einem jährlichen Schaden von 17 Mio. USD resultiert. Daraufhin wurden 21.000 ha Auenfläche unter Schutz gestellt (ACOE 1976, Leschine et al. 1997: 4, 25).

Genauso wichtig, wie die Vorteile der monetären Bewertung aufzuzeigen, ist es, die Grenzen der Aussagekraft zu veranschaulichen. Die Berechnung des vermiedenen Schadenswerts oder der Ersatzkosten eignet sich nicht dazu, den „Gesamtwert der Ökosystemdienstleistung“ darzustellen und zwar maßgeblich aus zwei Gründen (De Groot et al. 2010: 262):

- (1) Beide Werte drücken nur das aus, was sie auch sind, zum einen die Ersatzkosten und zum anderen der Vermögensschaden, der aufgrund der Ökosystemdienstleistung potentiell vermiedenen wird.
- (2) Die monetären Werte stellen nur eine der drei Dimensionen der Ökosystemdienstleistung dar, es fehlen die ökologische und die soziale Dimension (TEEB 2010a: 13).

Die beiden weiteren Dimensionen werden benötigt, da der ökonomische Wert z.B. keine Aussage über den Zustand und die Funktionsfähigkeit des Ökosystems erlaubt, dahingehend, ob es sich in einem degradierten Zustand befindet. In Haines-Young & Potschin (2009) heißt dazu, es sei schwierig einen vermiedenen Schadenswert in Beziehung zur Qualität des Ökosystems zu setzen (Haines-Young & Potschin 2009: 48, Tab. 4.2). Ein wichtiger Aspekt des Ökosystemdienstleistungsansatzes ist jedoch die nachhaltige Nutzung der Ökosystemdienstleistung und auch die zukünftige Bereitstellung der Leistung (MA 2005b). Die soziale Dimension beleuchtet wiederum die Nachfrage nach der Ökosystemdienstleistung, in Hinblick auf die Vulnerabilität der flussabwärts gelegenen Anwohner und Flächen bei Hochwasser, z.B. inwiefern die Bevölkerung auf ein solches Ereignis vorbereitet ist. Sowohl die Betrachtung der ökologischen als auch der sozialen Dimension eröffnet neue Perspektiven der Bewertung. Der Fokus wird auf andere Aspekte der Ökosystemdienstleistung gelenkt, wie im Folgenden näher ausgeführt wird. *“If we are interested in economic values only, the measurement unit will usually be money [...] whereby it is important to realize that economic and esp. monetary valuation will always capture only part of the “true” or total value (which should also include ecological and socio-cultural values) of an ecosystem or service”* (De Groot et al. 2010: 262).

## 7.2. Soziale Dimension

Für viele Menschen sind Ökosysteme auch für das nicht-materielle Wohlbefinden von großer Bedeutung. Gründe sind u.a. der Einfluss auf die mentale Gesundheit aber auch historische, nationale, ethische, religiöse und spirituelle Werte oder wenn eine Ökosystemdienstleistung als essentiell für jemanden Identität und Existenz betrachtet wird. Solche Werte sind allerdings sehr schwer zu erfassen (TEEB 2010a: 23). Mögliche Fragestellungen, die eine gesellschaftliche Bewertungsdimension des Hochwasserschutzes erfordern sind z.B.: Wie stark wird der Hochwasserschutz überhaupt nachgefragt bzw. wie verletzlich ist die Region? Für die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz könnte die gesellschaftliche Dimension die Nachfrage nach der Ökosystemdienstleistung umfassen, bewertet anhand der Verletzlichkeit der Bevölkerung. Ein weiterer Aspekt könnte auch das Gefühl von Sicherheit durch die Schutzleistung des Auwalds darstellen (vgl. Nedkov & Burkhard 2012, TEEB 2010a: 21 f., MA 2005b: vi, Abb. A). Zur Erfassung der Verletzlichkeit könnten folgende Aspekte betrachtet werden:

- > Existieren Evakuierungspläne und ein funktionierender Katastrophenschutz?
- > Wie hoch ist die Bevölkerungsdichte im Überschwemmungsgebiet?
- > Hat ein Großteil der betroffenen Bevölkerung einen entsprechenden Versicherungsschutz?
- > Welche Möglichkeiten hat die Gesellschaft einen technischen Ersatz für die Ökosystemdienstleistung bereitzustellen?
- > Gibt es weitere Auen in der Umgebung, die dieselbe Schutzleistung erbringen können?
- > Liegen Gefahrenanlagen oder wichtige Kulturgüter im Überschwemmungsgebiet?
- > Waren die letzten Hochwasser existenzbedrohend?
- > Gibt es besondere Schutzvorkehrungen vor Überflutungsschäden, z.B. an Gebäuden?

In den Hochwasserrisikokarten wird bereits die Anzahl der betroffenen Einwohner angegeben, genauso wie betroffene Schutzgebiete, Badegewässer und Kulturgüter von besonderer Bedeutung (vgl. Hochwasserrisikokarten im Anhang F). Es bleibt jedoch die Frage, wie diese Aspekte in eine Bewertung mit einbezogen werden können.

### 7.2.1. Beispiele

Die Studie von Nedkov & Burkhard (2012) ist ein Beispiel, in dem die Verletzlichkeit (Vulnerabilität) der Flächen eines Einzugsgebiets bei Hochwasser nicht-monetär bewertet wurde.

Definition Verletzlichkeit (Vulnerabilität) *“The characteristics and circumstances of a community, system or asset that make it susceptible to the damaging effects of a hazard”* (Nedkov & Burkhard 2012: 73).

Es wurde angenommen, dass gerade die verletzlichsten Regionen den Hochwasserschutz am stärksten nachfragen. Die Verletzlichkeit der Flächen im Untersuchungsgebiet wurde auf Basis demographischer, statistischer, topographischer und ökonomischer Daten identifiziert. Dadurch wurden z.B. die Gebiete erfasst, die bereits bei den letzten Hochwasserereignissen überflutet wurden und ermittelt welche Schadenssumme dabei entstand. Als Bewertungssystem wurde eine einheitliche, relative Skala von 0-5 definiert, wobei jede Klasse einer bestimmten Verletzlichkeit entsprach (Nedkov & Burkhard 2012: 73 f.). Bei diesem Ansatz korrelierte im Wesentlichen die Verletzlichkeit einer Fläche mit dem Vermögensschaden bei vergangenen Hochwasserereignissen. Im Gegensatz zur Ermittlung der vermiedenen Schäden in dieser Arbeit, wurden bei Nedkov & Burkhard (2012) auch die indirekten Schäden, z.B. Schäden an der Infrastruktur und Unterbrechung des Transports für Flächen außerhalb des Überschwemmungsgebiets mit einbezogen. Die Definition einer einheitlichen, relativen Skala zur Bewertung der Vulnerabilität einer vom Hochwasser betroffenen Fläche könnte eventuell genutzt werden, um die soziale Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz zu bewerten. Für eine umfassende Bewertung der sozialen Dimension müssen jedoch weitere Aspekte, als nur die ökonomischen Auswirkungen, bei der Erstellung der Bewertungsskala berücksichtigt werden, wie beispielsweise die eingangs genannten Vorschläge. Wie genau das umgesetzt werden kann, muss noch gezielt untersucht werden.

Eine andere Möglichkeit die soziale Dimension zu bewerten, sind möglicherweise Instrumente, wie eines, das momentan im Auftrag der IKSР entwickelt wird. Das GIS-basierte Tool soll dabei helfen, die Auswirkungen einzelner Maßnahmen zur Reduktion des Überflutungsrisikos auszuwerten. Neben dem ökonomischen Hochwasserrisiko werden auch Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, Umwelt und Kulturgüter erfasst. In Bezug auf die menschliche Gesundheit wird in einem Hochwasser-Szenario z.B. berücksichtigt, wie viele Menschen durch Evakuierung vor den Auswirkungen des Hochwassers geschützt werden. Bei der Erfassung von schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt stehen Trinkwasserschutzgebiete und „Natura 2000“-Gebiete (darunter FFH-Gebiete wie die Bulau) im Fokus, die z.B. durch Kläranlagen beeinträchtigt werden können, die infolge eines Hochwassers beschädigt werden. Kultureller Schaden wird in diesem Tool ebenso wie der ökonomische Schaden abgeschätzt, indem die Vulnerabilität der Schutzgüter wie z.B. historische Monumente, in Abhängigkeit der Überflutungstiefe angegeben wird (persönliche Kommunikation, Adrian Schmid-Breton (IKSR), 17.09.2014). Inwiefern sich solche Instrumente für die Bewertung der sozialen Dimension einer Ökosystemdienstleistung eignen, muss sich erst noch zeigen.

Auch wenn im Rahmen dieser Arbeit auf die soziale Dimension nicht näher eingegangen werden kann, ist es in jedem Fall wichtig sie gesondert zu erwähnen, wenn eine Ökosystemdienstleistung möglichst umfassend aus verschiedenen Blickwinkeln betrachtet werden soll (TEEB 2010a: 15, Abb. 5). Der springende Punkt ist, dass der Wert des Auwalds ungeachtet der ökonomischen Dimension

um ein Vielfaches höher ist, wenn eine Gesellschaft z.B. nicht ausreichend auf ein Hochwasser vorbereitet ist oder der Auwald den alleinigen Hochwasserschutz darstellt.

### 7.3. Ökologische Dimension

Die Bewertung der ökologischen Dimension wurde bereits in Kapitel 6 kurz angesprochen und am Beispiel der Ökosystemdienstleistung „Bereitstellung von Fisch“ vorgestellt. Dabei handelte es sich um die Kapazität des Ökosystems diese Leistung bereitzustellen und zwar in Bezug darauf, wie viel Fisch maximal nachhaltig entnommen werden kann. Ziel der Bewertung der ökologischen Dimension ist es, die größtmögliche Leistung festzustellen, die das Ökosystem unabhängig von der Nachfrage nachhaltig erbringen kann und die Möglichkeit der Bereitstellung auch für die Zukunft zu bewerten. In Bezug auf das Beispiel des Fisches sollte daher nicht mehr Fisch entnommen werden, als das Ökosystem wieder bereitstellen kann, um die Ökosystemdienstleistung in dieser Größenordnung auch zukünftig zu gewährleisten (nach TEEB 2010a: 21 f. & 15, Abb. 5). Falls jedoch die maximale, nachhaltige Entnahme von Fisch noch nicht erreicht ist, kann die Ökosystemdienstleistung erhöht werden. Die Bewertung der ökologischen Dimension ist eine ganz essentielle Information, um die Ökosystemdienstleistung optimal zu nutzen und die Bereitstellung sicherzustellen.

In Bezug auf die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz könnte ebenfalls festgestellt werden, inwiefern die Ökosystemfunktion noch verbessert und somit der Hochwasserschutz optimiert werden kann. In Hinblick auf eine zukünftige Bereitstellung der Ökosystemleistung liegt der Fokus auf der Funktionsfähigkeit des Ökosystems. Dazu ist es z.B. wichtig, Stressoren zu identifizieren, die Widerstandsfähigkeit des Ökosystems zu analysieren oder auch Managementpraktiken zu hinterfragen, je nachdem ob diese zu einer nachhaltigen oder nicht nachhaltigen Nutzung führen (TEEB 2010a: 22 ff., Haines-Young & Potschin 2009: iii f.). *„Another important aspect is the existence of threshold effects and the need to assess how close an ecosystem may be to the collapse of certain services“* (TEEB 2008: 43). Um einen solchen kritischen Grenzzustand für die Bereitstellung einer Ökosystemdienstleistung zu identifizieren, werden in TEEB nur relativ allgemein als Beispiel-Indikatoren „Integrität“, „Gesundheit“ oder die „Widerstandsfähigkeit“ genannt (TEEB 2010a: 23). Nach Fisher et al. (2008) liefern genau solche Informationen zum „Grenzzustand“ eines Ökosystems die nötige Brisanz, um Ergebnisse aus der Untersuchung von Ökosystemdienstleistungen relevanter für die Politik zu machen. Grundlage ist in jedem Fall, die biophysikalischen Grundlagen zu verstehen und die Minimalvoraussetzungen zu kennen, die zur Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung führen (Haines-Young & Potschin 2009: iii f.). Die bereits quantifizierten Indikatoren der Ökosystemfunktion bilden die Basis für weitergehende Bewertungen. Die Auffassung des ökologischen Werts wird noch viel diskutiert. In

TEEB (2010a) wird kritisch angemerkt, dass diese Dimension noch nicht ohne weiteres berücksichtigt werden kann, da sie zu indirekt und komplex sei (TEEB 2010a: 23).

### 7.3.1. Beispiele

Es existieren bereits einige Studien, in denen im Wesentlichen eine ökologische Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz bewertet wurde, auch wenn dies nicht explizit so benannt wurde. In den folgenden drei Beispiel-Studien wurden jeweils mithilfe unterschiedlicher Indikatoren nicht-monetäre Bewertungsmethoden durchgeführt. Bei nicht-monetären Bewertungsmethoden besteht zunächst die Schwierigkeit, einen geeigneten Referenzwert zu identifizieren, auf dessen Grundlage die relative Bewertung des jeweiligen Indikators erfolgt. Dabei gibt es verschiedene Vorgehensweisen, als Referenzwert kann ein einzelner Wert dienen oder ein Leitbild, das sich eventuell durch mehrere Referenzwerte auszeichnet (vgl. Nedkov & Burkhard 2012, Scholz et al. 2012). Denkbar ist auch die Ausprägung eines Indikators in verschiedenen Szenarien zu untersuchen (Posthumus et al. 2010).

#### **Posthumus et al. (2010):**

*Fragestellung: Wie verändert sich die Hochwasserretention unter verschiedenen Landnutzungsszenarien?*

- > Indikator: Hochwasserretention
- > Bewertungsmethode: Szenarien

In Posthumus et al. (2010) wurden für eine Aue in England sechs verschiedene Landnutzungsszenarien entwickelt, für welche jeweils die Indikatoren von 14 Ökosystemdienstleistungen bewertet wurden. Der Indikator zur Bewertung der Hochwasserretention lautete „*Time to fill capacity*“ [Tage]. Um die Ergebnisse der einzelnen Szenarien miteinander zu vergleichen, wurden die Werte der Indikatoren normiert. Als Referenzwert für einen Indikator galt der beste Wert, den dieser Indikator in einem der verschiedenen Szenarien erzielte. Diese Methode eignet sich dazu, die Auswirkung von alternativen Nutzungsformen auf den Hochwasserschutz einer Aue zu untersuchen. Darüber hinaus liefert sie gegebenenfalls Anregungen zu neuen Managementpraktiken bzw. gibt auch Auskunft über die Widerstandsfähigkeit des Ökosystems, dahingehend inwiefern sich die Retention unter neuen Randbedingungen verändert.

#### **Scholz et al. (2012):**

*Fragestellung: Wird das Hochwasserschutzpotential im Rahmen der natürlichen Gegebenheiten der Aue voll ausgeschöpft?*

- > Indikator: Auenbreite und -fläche, hydraulische Rauigkeit

- > Bewertungsmethode: Leitbild

In einer Studie des Bundesamtes für Naturschutz wurde u.a. die Hochwasserretention von Flussauen analysiert und bewertet. Mit Hilfe eines qualitativen Schätzverfahrens wurde der anthropogen verursachte Retentionsverlust ermittelt. Dies geschah über einen Vergleich der rezenten Aue mit einem zuvor definierten Leitbild der ursprünglichen Aue (Referenzzustand) in Bezug auf die Ausprägung der Auenbreite und -fläche sowie der hydraulischen Rauigkeit. Der Referenzzustand wurde basierend auf den Auentypen und idealisierten Vegetationsausprägungen nach Koenzen (2005) erstellt und entsprach der maximal möglichen Hochwasserretention (Scholz et. al 2012: 192, 197). Der Vergleich von Ist- und Referenzzustand wurde jeweils für Auensegmente von einem Kilometer durchgeführt. Der ermittelte Auenretentionsverlust wurde einer bestimmten Klasse auf einer relativen Skala zugeordnet (Scholz et. al 2012). Mit diesem Ansatz lässt sich die Frage beantworten, ob das Hochwasserschutzpotential im Rahmen der natürlichen Gegebenheiten der Aue voll ausgeschöpft wird. Diese Methode eignet sich als Grundlage zur Identifikation des Optimierungspotentials.

#### **Nedkov & Burkhard (2012):**

*Fragestellung: Wie hoch ist die hochwasserregulierende Kapazität verschiedener Flächen innerhalb eines Untersuchungsgebiets? Welche Fläche erbringt die „beste“ Ökosystemfunktion?*

- > Indikator: Hochwasserregulierende Kapazität bestehend aus Infiltrationskapazität, Oberflächenabfluss und Maximalabfluss
- > Bewertung: Vergleich eines Indikators auf verschiedenen Flächen

In Nedkov & Burkhard (2012) wurde u.a. die Hochwasserregulierung verschiedener Landbedeckungsarten in Nordbulgarien untersucht. Jede räumliche Einheit im Untersuchungsgebiet wurde mit Hilfe einer relativen Skala von 0-5 bewertet (0 = Hochwasserregulierung, 5 = höchste Hochwasserregulierung). Zur Quantifizierung der Hochwasserregulierung wurden drei hydrologische Indikatoren herangezogen, die Infiltrationskapazität, der Oberflächenabfluss und der Maximalabfluss. Alle Flächen mit derselben Ausprägung der drei Parameter wurden einer bestimmten hochwasserregulierenden Kapazität zugeordnet. An der maximalen hochwasserregulierenden Kapazität einer Fläche im Untersuchungsgebiet wurden alle weiteren Flächen gemessen. Dieser Ansatz eignet sich zur Bewertung ausgewählter Indikatoren verschiedener Flächen innerhalb eines Untersuchungsgebiets und kann z.B. verwendet werden, um weitere leistungsfähige Auen zu identifizieren, um den Hochwasserschutz im Einzugsgebiet noch zu erhöhen.

Alle drei Beispiele fokussieren unterschiedliche Aspekte innerhalb der ökologischen Dimension, trotzdem können sie im Wesentlichen den beiden Grundfragen zugeordnet werden: Kann die Ökosystemdienstleistung noch erhöht werden? Ist die zukünftige Bereitstellung gefährdet? Die Auswahl

der Bewertungsmethode und der Indikatoren hängt z.B. von der Zielstellung oder auch von der Datenlage einer Untersuchung ab.

### 7.3.2. Bewertung der ökologischen Dimension am Beispiel der Bulau

Am Beispiel des Hochwasserschutzes durch die Bulau werden eine Szenarioanalyse durchgeführt und mögliche Stressoren diskutiert. Um die Auswirkung alternativer Nutzungsformen auf den Hochwasserschutz der Bulau zu untersuchen, wird in Anlehnung an Posthumus et al. (2010) die Ökosystemfunktion zunächst in verschiedenen Landnutzungsszenarien betrachtet. Im Rahmen der Doktorarbeit von Nina Stiehr wurde, wie in Kapitel 5.1.2 bereits angesprochen, die Grundwasserneubildungsrate, die Evapotranspiration und der Direktabfluss der Bulau jeweils als Jahresmittel, mit dem Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung nach Meßer bestimmt (vgl. Meßer 2013, Stiehr 2014). Neben dem Ist-Zustand der Bulau wurden diese Indikatoren in drei weiteren Landnutzungsszenarien betrachtet. In den Szenarien wurde unterschieden zwischen Grünlandvegetation, intensiver Landwirtschaft und einer Ausweitung der Siedlungsfläche mit einer mittleren Versiegelung von 40-50 %. In Tab. 20 sind die Ergebnisse aus dieser Berechnung für die einzelnen Szenarien und die Bulau im Ist-Zustand dargestellt.

Tab. 20: Vergleich von Grundwasserneubildungsrate, Evapotranspiration und Direktabfluss in [mm/a] der Bulau im Ist-Zustand mit drei verschiedenen Landnutzungsszenarien: Grünland, intensive Landwirtschaft und Siedlung (mittlere Versiegelung von 40-50%). Quelle: Stiehr 2014; Berechnung: J. Meßer, Emscher und Lippe Wassertechnik.

Indikator [mm/a]	Bulau Ist-Zustand	Grünland	Intensive Landwirtschaft	Siedlung (Versiegelung 40-50%)
<i>Grundwasserneubildungsrate</i>	115	157	132	100
<i>Evapotranspiration</i>	601	511	546	424
<b><i>Direktabfluss</i></b>	<b>20</b>	<b>68</b>	<b>57</b>	<b>212</b>

Im Durchschnitt weist die Bulau im Ist-Zustand den geringsten Direktabfluss mit 20 mm pro Jahr auf. Würde auf der Fläche der Bulau intensive Landwirtschaft betrieben, wäre der Direktabfluss bereits knapp drei Mal so hoch, bei Grünland etwa 3,4 Mal höher und bei einer mittleren Versiegelung von 40-50 % müsste mit einem über zehnfachen des aktuellen Direktabflusses gerechnet werden. Auch in Bezug auf die mittlere, jährliche Evapotranspiration von 601 mm weist die Bulau demnach aus Sicht der Vermeidung von Abfluss die besten Werte auf. Auf einer potentiellen Siedlungsfläche verdunsteten nur 424 mm pro Jahr. Die Grundwasserneubildungsrate ist unter Grünland am höchsten, gefolgt von einer intensiven Landwirtschaft. Unter der Bulau beträgt die Neubildung nur 115 mm pro Jahr. Dies ist auf den hohen Wasserverbrauch des Waldes zurückzuführen, maßgeblich verursacht durch die hohe Transpiration und Interzeption (Zimmermann et al. 2008).

Zusammenfassend leistet die Bulau im Ist-Zustand, im Vergleich zu den anderen drei Szenarien, den bestmöglichen Beitrag zur Reduktion des Direktabflusses und somit der Hochwassergefahr. In Anlehnung an Posthumus et al. (2010) kann eine Bewertung mit einer einheitlichen, relativen Skala, erfolgen. Dazu könnte beispielsweise die Vermeidung von Direktabfluss auf einer Skala von 1-100 (100 = maximaler Direktabfluss, 1 = minimaler Direktabfluss) bewertet werden. Dazu wird der Direktabfluss aller Szenarien in Abhängigkeit des besten Werts, der in einem der Szenarien erreicht wurde, normiert. Im Vergleich zu den drei Szenarien bekommt die Bulau im Ist-Zustand somit die bestmögliche Wertung.

Eine solche Szenarioanalyse informiert über die Auswirkungen von Umwandlungen im Ökosystem auf die Ökosystemfunktion und dadurch auf die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung. Darüber hinaus können gegebenenfalls Anregungen zu neuen Managementpraktiken und zur Erhöhung der Leistung abgeleitet werden, beispielsweise durch die Reduktion des Versiegelungsgrads. Die Möglichkeit einer Verbesserung der Ökosystemfunktion und somit der Ökosystemdienstleistung der Bulau ist eher nicht gegeben, da der Auwald aufgrund seiner „Natürlichkeit“ bereits eine sehr gute Leistung erzielt (vgl. auch Vorgehen in Scholz et al. 2012). Zudem kann durch die Betrachtung unterschiedlicher Szenarien die Fähigkeit des Ökosystems analysiert werden, die Ökosystemfunktion auch unter sich ändernden Bedingungen zu erhalten, um die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung zu gewährleisten. Unter diesem Gesichtspunkt wurde gezeigt, dass die Umwandlung der Bulau in Siedlungsfläche zu einem mehr als zehnfachen des momentanen Direktabflusses führt und wahrscheinlich auch das Retentionsvolumen bei einer Versiegelung von 40-50 % halbiert würde. In diesem Fall kann die Ökosystemdienstleistung nicht mehr in demselben Maß erbracht werden. Dies hätte negative Auswirkungen auf den Hochwasserschutz der Stadt Hanau.

Negative Einflüsse auf die Ökosystemfunktion und die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung werden durch die Identifikation von Stressoren ermittelt. Ziel ist es, einen „kritischen Zustand“ zu vermeiden, ab welchem die Ökosystemfunktion gefährdet ist (Russi et al. 2013: 21). In Bezug auf die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz bedeutet das, dass sowohl das Retentionsvermögen, als auch die Regulierung des Direktabflusses nicht mehr in dem erforderlichen Maß erbracht werden kann. Die größten Stressoren in Bezug auf die hochwasserreduzierende Wirkung einer Aue waren in der Vergangenheit anthropogene Veränderungen im Einzugsgebiet. Grund ist vor allem der große Flächennutzungsdruck durch Siedlungsentwicklung, Landwirtschaft oder den Bau von Deichen (BMU & BfN 2009). Natürliche Retentionsflächen werden durch Umwandlungen oder Versiegelung verkleinert, wodurch auch die Speicherwirkung von Bewuchs, Boden und Gelände negativ beeinflusst wird (Wojciech 2010: 28). In der Folge erhöht sich der Direktabfluss. Durch solche Veränderungen können viele Flussauen ihre natürliche Hochwasserschutzfunktion nicht mehr erfüllen. Beispielsweise wurde

das Retentionsvermögen bewaldeter Auen entlang des Mississippi in den USA im Vergleich zu vorindustrieller Zeit durch anthropogen verursachte Veränderungen um 80 % reduziert (MA 2005b: 118). Entlang der großen Flüsse in Deutschland ist heute nur noch auf etwa einem Drittel der ursprünglichen Überflutungsflächen eine Hochwasserschutzfunktion erhalten (BMU & BfN 2009). Für die Bulau besteht die Gefahr eines „kritischen Zustands“ infolge eines hohen Flächennutzungsdrucks aufgrund der Schutzgebietsausweisung momentan jedoch nicht. Die Bereitstellung des Hochwasserschutzes sollte in dieser Hinsicht vorerst sichergestellt sein.

## **8. Schlussfolgerungen und Ausblick**

Ziel dieser Arbeit war es, die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz durch den Auwald Bulau zu erfassen und zu bewerten. Da hierfür bisher kein einheitliches Konzept existiert, wurde für diese Arbeit die weiterentwickelte Kaskade nach Haines-Young & Potschin (2009) aus TEEB (2010a) als Leitfaden ausgewählt (vgl. Abb. 1). Für die Erfassung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz hat sich diese Kaskade weitgehend als sinnvoll erwiesen. Durch die Betrachtung der vier Elemente „biophysikalische Strukturen und Prozesse“, „Ökosystemfunktion“, „Benefit“ und dem „Wert“ der Ökosystemdienstleistung wurden verschiedene Informationen generiert, wodurch die Ökosystemdienstleistung umfassend dargestellt werden konnte. In vielen Studien werden oftmals nur einzelne Aspekte der Kaskade und vor allem der Bewertung untersucht. In dieser Arbeit wurde versucht, das gesamte Konzept anzuwenden und vor allem die verschiedenen Blickwinkel der Bewertung zu beleuchten. Im Gegensatz zur Kaskade aus TEEB (2010a), erscheint es für die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz der Bulau sinnvoll, dem Benefit nur eine ökonomische und soziale Dimension zuzuordnen und erst den Wert in drei Dimensionen zu unterteilen. Die in dieser Arbeit beschriebenen Definitionen der einzelnen Dimensionen in Bezug auf den Hochwasserschutz sind als Vorschläge zu werten (vgl. u.a. Tab. 8). In Abb. 22 sind alle Elemente zusammenfassend dargestellt und beschrieben, so wie sie im Rahmen dieser Arbeit zur Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz berücksichtigt bzw. definiert wurden.

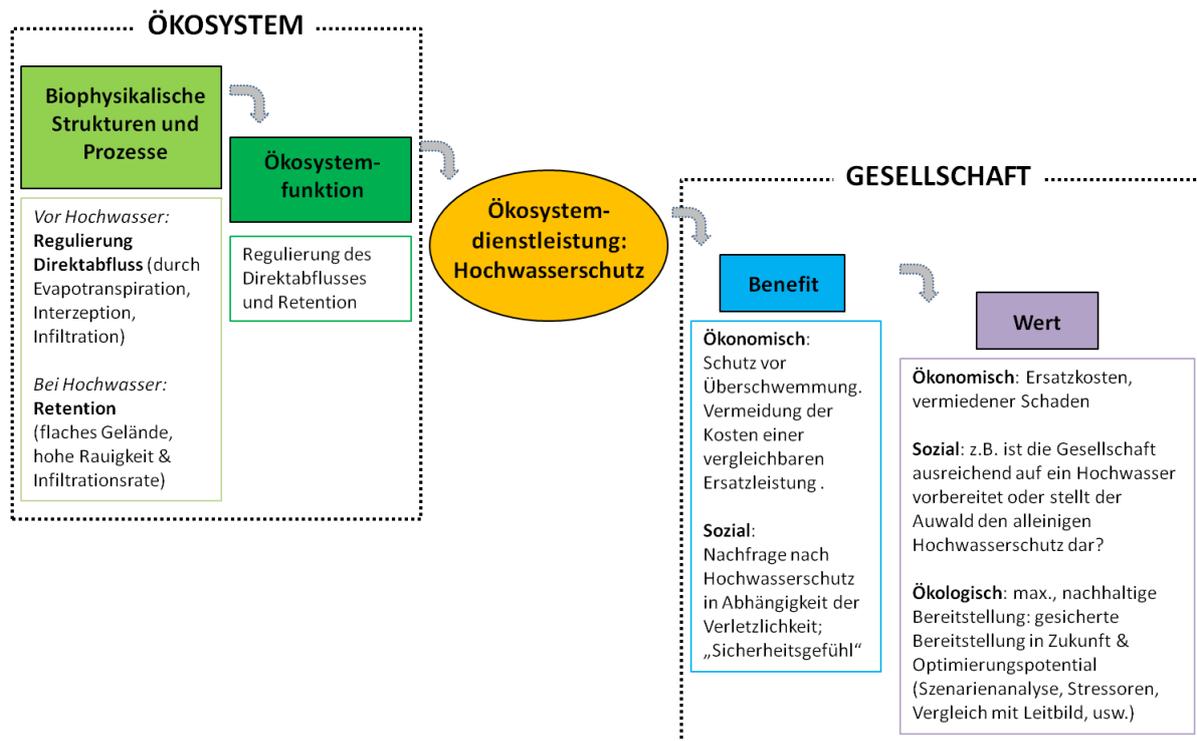


Abb. 22: Im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigte Elemente bei der Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz mit Beschreibung. Quelle: Kaskade ursprünglich nach TEEB 2010a: 15, Abb. 5.

Zur Darstellung des ökologischen Hintergrunds wurden zunächst die biophysikalischen Strukturen und Prozesse beschrieben. Ein Hochwasser entsteht infolge einer zu hohen Abflussbildung- und -konzentration. Das Maximum der Hochwasserwelle wird durch den Direktabfluss bestimmt und kann im Vorfeld eines Hochwassers reduziert werden, falls der Bewuchs eine hohe Interzeption ermöglicht, die Böden des Ökosystems eine gute Infiltrationskapazität aufweisen und die Evapotranspiration hoch ist (Wojciech 2010). Sobald die Hochwasserwelle ausgebildet ist, unterstützen ein flaches Gelände und eine hohe Rauigkeit die Retention von ausuferndem Wasser in der Fläche, wodurch die Hochwasserspitze teilweise deutlich reduziert werden kann. Die Betrachtung der Strukturen und Prozesse im Ökosystem sind wichtig um zu verstehen, wie die Ökosystemdienstleistung generiert wird. Nur auf dieser Grundlage kann überhaupt erst die Ökosystemfunktion definiert und auch eine ökologische Bewertung durchgeführt werden, indem z.B. Stressoren identifiziert werden, die letztendlich die Bereitstellung der Leistung gefährden könnten. Im Gegensatz zur Darstellung der biophysikalischen Prozesse und Strukturen, die einer Gesamtübersicht dienen, informiert die Ökosystemfunktion kurz und prägnant über die *zentralen* biophysikalischen Prozesse und Strukturen innerhalb des Ökosystems, die zur Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung führen (vgl. TEEB 2010a: 15, Abb. 5 & 19). In dieser Arbeit wurde die Ökosystemfunktion definiert als „Regulierung des Direktabflusses und Retention“. Auch wenn nicht quantifiziert wurde, welchen Anteil die Regulierung des Direktabflusses im Vergleich zur Retention an der Reduktion eines Hochwasserscheitels ausmacht und der Direktabfluss vor allem bei der monetären Bewertung nicht ausreichend berücksich-

tigt werden konnte, soll damit dennoch aufgezeigt werden, dass es zwei wichtige, wenn auch sehr unterschiedliche Prozesse und Strukturen im Ökosystem gibt, die den Hochwasserschutz erst ermöglichen. Der exakte Einfluss des Direktabflusses auf die Reduktion einer Hochwasserwelle und generell die Eignung als „Repräsentant“ der abflussreduzierenden Prozesse im Vorfeld eines Hochwassers können in weiteren Forschungsarbeiten noch untersucht werden.

Quantifiziert wurde die Ökosystemfunktion durch Zustandsindikatoren, die beschreiben, welche Prozesse und Komponenten des Ökosystems die Ökosystemdienstleistung erbringen und in welchem Maß diese zur Verfügung stehen (De Groot et al. 2010: 262). Zur Darstellung des Ist-Zustands des Ökosystems wurden das oberirdische und unterirdische Retentionsvolumen sowie der Direktabfluss ausgewählt (vgl. De Groot et al. 2010, Russi et al. 2013 & Nedkov & Burkhard 2012). Das oberirdische Retentionsvolumen der Bulau beträgt bei einem Extremhochwasser  $5.928.655 \text{ m}^3$  und wurde mit den Daten, die den Hochwassergefahrenkarten zugrunde liegen, in einem Geographischen Informationssystem berechnet. Diese Daten sind relativ leicht zugänglich und können bei der jeweils zuständigen Behörde nachgefragt werden. Um den größtmöglichen Einfluss des Auwalds bei Hochwasser abzuschätzen empfiehlt es sich ein möglichst seltenes Hochwasser, wie z.B. ein Extremhochwasser, zu betrachten. Außerdem sollte nur das Retentionsvolumen berechnet werden, das auch tatsächlich bei Hochwasser beansprucht wird. Das unterirdische Retentionsvolumen wurde ebenfalls für ein Extremhochwasser auf der Grundlage von Literaturwerten und Daten aus den BFD 50 abgeschätzt und beträgt in etwa  $1.345.000 \text{ m}^3$ . Der Direktabfluss wurde mit dem Grundwasserhaushaltsmodell nach Meßer berechnet und liegt im Jahresmittel bei  $20 \text{ mm/a}$ , wodurch die allgemeine Abflusswirksamkeit im Ökosystem abgebildet wird (Stiehr 2014). Die Quantifizierung der Zustandsindikatoren kann bereits die Basis für die spätere Bewertung der ökologischen Dimension der Ökosystemdienstleistung bilden. Die Betrachtung der ökologischen Seite ist besonders wichtig, um den Bezug zum Ökosystem herzustellen und den Fokus auf die Tatsache zu lenken, dass der Benefit und der Wert der Ökosystemdienstleistung nur auf dieser Grundlage überhaupt erst generiert werden.

Die Erfassung des Benefits und die Darstellung des Werts der Ökosystemdienstleistung repräsentieren die gesellschaftliche Seite. Der Benefit wird hier, wie in der TEEB-Studie, als positive Veränderung des Wohlbefindens, durch die Erfüllung von Bedürfnissen und Wünschen definiert (TEEB 2014). In dieser Arbeit wurde der Benefit in eine ökonomische und eine soziale Dimension unterteilt. Auf ökonomischer Ebene betrachtet, schützt der Auwald flussabwärts gelegene Gebiete vor Überschwemmungen und vermeidet eine Vielzahl unterschiedlicher Schäden. Darüber hinaus muss der Hochwasserschutz nicht durch eine kostenintensive technische Anlage erbracht werden, da der Auwald selbst den Hochwasserscheitel reduziert. Die soziale Dimension umfasst die Nachfrage nach dem Hochwasserschutz in Abhängigkeit der Verletzlichkeit (Vulnerabilität) der flussabwärts gelegenen Anwohner

und Flächen. Der Auwald bietet den hochwassergefährdeten Personen das Gefühl von Sicherheit und kann gegebenenfalls Leben und Existenzen schützen. Im Gegensatz zur Kaskade nach TEEB (2010a) ist die ökologische Dimension nach dem Verständnis dieser Arbeit kein eigenständiger Aspekt des Benefits und wird erst im Zusammenhang mit dem Wert berücksichtigt. Der Benefit stellt dar, inwiefern das Wohlbefinden des Menschen durch die Ökosystemdienstleistung positiv verändert wird, indem bestimmte Bedürfnisse erfüllt werden. Die ökologische Dimension betrachtet jedoch bereits die zukünftige Sicherstellung des Benefits und potentielle Optimierungsmöglichkeiten, die sich allein aus dem Zustand des Ökosystems ergeben und durch eine Bewertung erfasst werden können. Allgemein sind der Benefit und der Wert einer Ökosystemdienstleistung eng miteinander verknüpft. Trotzdem erscheint es sinnvoll, den Benefit zunächst gesondert ohne eine Wertung zu beschreiben, da die Bereitstellung eines Benefits konstant bleiben kann, während sich die Bewertung im Lauf der Zeit ändert (z.B. steigende Ersatzkosten aufgrund von gestiegenen Marktpreisen usw.) (Haines-Young & Potschin 2009: iii).

Die Bewertung der Ökosystemdienstleistung wurde hier in die drei verschiedenen Dimensionen nach TEEB (2010a) unterteilt, dazu zählen die ökonomische, die soziale und die ökologische Dimension. Zur Bewertung der ökonomischen Dimension wurden zunächst die Ersatzkosten berechnet. Das Ergebnis ist der Betrag, der nötig wäre, um die Ökosystemdienstleistung durch einen technischen Hochwasserschutz zu ersetzen. Grundlage zur Berechnung der Ersatzkosten für den Hochwasserschutz der Bulau bilden die gemittelten Kosten von zwei geplanten Hochwasserrückhaltebecken und der Kinzigtalsperre im Einzugsgebiet der Kinzig in Bezug auf das jeweilige Retentionsvolumen (Mittelwert von 11,49 EUR/m<sup>3</sup>). Würde das gesamte oberirdische Retentionsvolumen der Aue bei einem Extremhochwasser durch den Bau technischer Hochwasserschutzmaßnahmen ersetzt, entstünden Kosten in Höhe von über 68 Mio. EUR. Die Ersatzkosten zum Schutz vor einem Jahrhunderthochwasser beliefen sich auf knapp 53 Mio. EUR. Idealerweise hätte auch das unterirdische Retentionsvolumen mit einbezogen werden sollen, wodurch die Ersatzkosten bei einem Extremhochwasser knapp 23 % höher wären. Aufgrund der Unsicherheit der Daten wurde dieser Aspekt vernachlässigt. Unter Berücksichtigung der Fläche der Bulau von 604 ha und der durchschnittlichen Nutzungsdauer der Hochwasserschutzanlagen von 60 Jahren, entsprechen die Ersatzkosten bei einem Extremhochwasser 1.880 EUR/ha/a (HQ<sub>100</sub>: 1.458 EUR/ha/a). Zur Berechnung der Ersatzkosten gibt es unterschiedliche Vorgehensweisen, wodurch die Vergleichbarkeit der ermittelten Werte nicht ohne Weiteres gegeben ist. Um dem entgegenzuwirken wären einheitliche Vorgaben hilfreich. In Tab. 21 sind verschiedene Aspekte dargestellt, die die Ergebnisse einer Bewertung beeinflussen. Aufgrund der Erfahrungen, die im Rahmen dieser Arbeit gemacht wurden, werden Ansätze für einheitliche Vorgehensweisen vorgeschlagen, die in zukünftig durchgeführten Bewertungen aufgegriffen werden können.

Tab. 21: Aspekte, die bei der Berechnung der Ersatzkosten variieren und Vorschläge zur Definition einheitlicher Vorgaben.

Aspekt	Beispiele	Vorschlag
<i>Indikator</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Unterirdisches Retentionsvolumen (Ming. et al. 2006)</li> <li>&gt; Oberirdisches Retentionsvolumen (Leschine et al. 1997)</li> <li>&gt; Reduktion des Hochwasserscheitels (Leschine et al. 1997)</li> </ul>	Die Wahl des Indikators spielt möglicherweise eine eher untergeordnete Rolle und könnte in Abhängigkeit der Datenlage ausgewählt werden. Einfacher ist die Verwendung des oberirdischen und unterirdischen Retentionsvolumens (nur das verwenden, welches bei Hochwasser tatsächlich benötigt wird). Die Modellierung der Reduktion des Hochwasserabflusses ist zeit-, daten- und ggf. kostenintensiver.
<i>Referenzhochwasser</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Jahrhunderthochwasser (Leschine et al. 1997)</li> <li>&gt; spezifisches Hochwasser (Leschine et al. 1997)</li> <li>&gt; kein bestimmtes Hochwasser (Ming et al. 2006)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Verwendung seltener Hochwasser (z.B. HQ<sub>100</sub> oder HQ<sub>ex</sub>), um die „maximale“ Schutzleistung der Aue abzubilden.</li> <li>&gt; Ein statistisches Hochwasser bietet wahrscheinlich eine bessere Vergleichbarkeit mit anderen Ergebnissen, die auf der Grundlage desselben Hochwassers berechnet wurden.</li> </ul>
<i>Technischer Ersatz</i>	Bau eines Hochwasserrückhaltebeckens, Bau von Dämmen, Wiederanschluss abgeschnittener Auen usw.	Die Definition einer einheitlichen Vorgabe ist wahrscheinlich weniger sinnvoll, aufgrund der großen Auswahl an Ersatzmöglichkeiten in Abhängigkeit der örtlichen Gegebenheiten. Der Ersatz sollte realistisch und sinnvoll für das Untersuchungsgebiet sein.
<i>Preisbezug</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Eine einzelne technische Alternative (Leschine et al. 1997)</li> <li>&gt; Ein Maßnahmenkatalog (Leschine et al. 1997)</li> <li>&gt; Mittlere Investitionen in den Bau von Reservoirs im gesamten Land innerhalb eines Zeitraums (Ming et al. 2006)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Gemittelte Kosten mehrerer Hochwasserschutzanlagen, da die Kosten von Einzelmaßnahmen je nach Art und Lage stark variieren.</li> <li>&gt; Nur die Maßnahmen innerhalb des Einzugsgebiets berücksichtigen, da sie die tatsächliche Bereitschaft der Region darstellen, Ausgaben für zusätzliche Schutzmaßnahmen zu tätigen (Leschine et al. 1997: 39).</li> </ul> <p>→ Kommunizieren, was in der Preisangabe enthalten ist.</p>
<i>Discount-Rate</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Befürworter z.B. Leschine et al. (1997)</li> <li>&gt; Gegner z.B. TEEB (2008)</li> </ul>	Keine Discount-Rate, da sich der Wert der Ökosystemdienstleistung in Zukunft nicht verringern wird, sondern bei zunehmender Degradierung von Ökosystemen eher erhöht (TEEB 2008: 30 f.).

Darüber hinaus ist der Wert abhängig vom gesellschaftlichen Kontext, wie z.B. vom Marktpreis solcher Bauwerke (s. TEEB 2010c). Daher werden Zusatzinformationen zu den berechneten Ersatzkosten benötigt, z.B. wie in der TEEB-Datenbank die jeweilige „Country Income Group“ (nach Definition der Weltbank 2007) (Van der Ploeg & de Groot 2010). Die Regulierung des Direktabflusses wird mit dieser Methode nicht berücksichtigt, weshalb der technische Ersatz nicht die gesamte Ökosystemdienstleistung erbringen kann.

Als zweite monetäre Bewertungsmethode für die ökonomische Dimension wurde der vermiedene Schadenswert durch den Hochwasserschutz des Auwalds berechnet. Mit diesem Ansatz wurden die zusätzlichen Hochwasserschäden ermittelt, die bei Verlust der Ökosystemdienstleistung entstehen (MA 2005a: 62, Box 7.5; Grossmann et al. 2010, Dehnhardt & Meyerhoff 2012). Dazu wurde sowohl der Vermögensschaden, der ohne den Hochwasserschutz der Bulau entsteht, als auch der Schaden, der selbst mit Auwald nicht zu vermeiden ist, berechnet. Die Differenz der potentiellen Vermögensschäden aus Ist-Zustand und Alternativszenario stellt letztendlich den vermiedenen Vermögensschaden durch die Hochwasserschutzleistung der Bulau dar. Hierbei ist es sinnvoll möglichst viele Hochwasserereignisse zu berücksichtigen und die Schäden anteilig zu summieren (vgl. Kousky & Walls 2014: 123). Da nicht das gesamte Kapital einer betrachteten Fläche bei einem Hochwasser zerstört wird, wurde der potentielle Schaden im Überschwemmungsgebiet mithilfe von Schadensfunktionen und spezifischen Vermögenswerten für die schadensempfindlichen Nutzungskategorien Siedlung, Industrie, Verkehr, landwirtschaftliche Nutzung und Forst flächenproportional mit einem Geographischen Informationssystem berechnet (IKSR 2001b). Berücksichtigt wurde aufgrund der Datenlage der potentielle, vermiedene Vermögensschaden durch die Bulau bei einem  $HQ_{10}$ . Im Rahmen dieser Arbeit konnte allerdings keine Modellierung durchgeführt werden. Daher wurde für das alternative Szenario angenommen, dass der Auwald nicht mehr als Retentionsraum zur Verfügung steht und das Gebiet flussabwärts im Stadtgebiet Hanau überschwemmt wird, das sonst erst bei einem Extremhochwasser betroffen ist. Dazu wurden die Retentionsvolumina der Bulau bei einem  $HQ_{10}$  zuzüglich des ohnehin vorhandenen Überschwemmungsvolumens im Ist-Zustand mit dem Überschwemmungsvolumen flussabwärts des Auwalds im Alternativszenario ( $=HQ_{ex}$ ) verglichen. Es zeigte sich, dass mit dem Alternativszenario des  $HQ_{10}$  (welches einem Extremhochwasser entsprach) nur etwa 62 % des eigentlichen Überschwemmungsvolumens berücksichtigt werden konnte. Wie schon bei der Ersatzkostenmethode wären auch bei dieser Methode einheitliche Vorgaben zur Berechnung der Vermögensschäden für eine bessere Vergleichbarkeit der Werte sinnvoll. Die unterschiedlichen Aspekte sind in Tab. 22 dargestellt, zusammen mit Vorschlägen für die Definition einheitlicher Vorgaben.

Tab. 22: Aspekte, die bei der Berechnung des vermiedenen Schadens variieren und Vorschläge für einheitliche Vorgaben.

Aspekt	Beispiele	Vorschlag
<i>Annahmen im Alternativszenario</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Ohne Aue (Dehnhardt &amp; Meyerhoff 2012)</li> <li>&gt; Veränderte Landnutzung (Kousky &amp; Walls 2014)</li> <li>&gt; zwei unterschiedliche Flusssysteme (ACOE 1976)</li> </ul>	Wenn es in erster Linie darum geht die gesamte Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz der Aue abzubilden, erscheint es sinnvoll, ein Szenario ohne Aue zu modellieren.

<i>Referenzhochwasser</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; ein bestimmtes Hochwasserereignis (ACOE 1976)</li> <li>&gt; mehrere statistisch ermittelte Hochwasser (Kousky &amp; Walls 2014)</li> <li>&gt; ein einzelnes statistisches Hochwasser (Gerrard 2004)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Ein statistisches Hochwasser bietet möglicherweise eine bessere Vergleichbarkeit mit anderen Ergebnissen, die auf derselben Grundlage berechnet wurden.</li> <li>&gt; Berücksichtigung vieler Hochwasserereignisse und anteilige Summierung der Schäden (Kousky &amp; Walls 2014). Welche Hochwasser genau berücksichtigt werden sollten, bleibt zu diskutieren.</li> </ul>
<i>Aufstellung eines Alternativszenarios</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; Modellierung</li> <li>&gt; Vereinfachte Annahmen aufgrund alternativer Daten</li> </ul>	Eine Modellierung ist die erste Wahl. Inwiefern die Auswahl des Alternativszenarios auf Grundlage des Vergleichs von Wasservolumina und den vorhandenen Informationen aus den Hochwassergefahrenkarten dem Ergebnis einer Modellierung entspricht, müsste erst untersucht werden.

Weitere Aspekte, für die allerdings kein Vorschlag gemacht werden kann, sind die zu betrachtenden Schäden sowie, welche Landnutzungsdaten, schadensempfindliche Nutzungskategorien, Schadensfunktionen und spezifische Vermögenswerte verwendet werden sollten und ob die Berechnung flächen- bzw. objektgestützt erfolgen soll. Das Ergebnis im Rahmen dieser Arbeit ist, dass die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz der Bulau bei einem HQ<sub>10</sub> einen potentiellen Vermögensschaden in Höhe von 25.843.492 EUR bzw. 4.279 EUR/ha/a vermeidet. Diese Werte sind aus den folgenden Gründen sehr konservative Abschätzungen:

- (1) Es wurde nur 62 % des Wasservolumens berücksichtigt, das ohne die Bulau in die Stadt fließt.
- (2) Vernachlässigt wurden der Wiederbeschaffungswert, Produktions- und Betriebsausfall, Schäden an Fahrzeugen, Kosten des Katastrophenschutzes, von Feuerwehr & Rettungskräften, Schäden an Hochwasserschutzanlagen, sowie Schäden an Intensivkulturen und zugehörigen Infrastrukturanlagen (IKSR 2001a: 5).
- (3) Die spezifischen Vermögenswerte für die Nutzungskategorie Siedlung hätte wahrscheinlich nach oben korrigiert werden müssen (vgl. IKSR 2001b: 26, Tab. 5.12).
- (4) Idealerweise hätten weitere Hochwasser betrachtet werden sollen, um die vermiedenen Schäden anteilig zu summieren (Kousky & Walls 2014: 123).

Wie bereits bei der Ersatzkostenmethode ist auch der vermiedene Schadenswert abhängig vom gesellschaftlichen Kontext und nicht ohne Weiteres über Ländergrenzen hinweg vergleichbar (TEEB 2010c). Ein Vergleich mit den Ergebnissen anderer Studien zeigte, dass die Werte für den Hochwasserschutz der Bulau plausibel sind. Allerdings ist die Spannweite der monetären Werte aus den verschiedenen Primärstudien ohnehin enorm groß, nicht zuletzt aufgrund des Fehlens von einheitlichen Vorgaben zur Berechnung der Ersatzkosten und des vermiedenen Schadens. Zudem ist fraglich, ob die Werte aus den beiden unterschiedlichen Bewertungsmethoden überhaupt miteinander vergli-

chen werden sollten, da die Angabe von Ersatzkosten eine völlig andere Aussage ermöglicht, als die Angabe eines vermiedenen Vermögensschadens. Beide Methoden liefern wertvolle Informationen und veranschaulichen jeweils einen unterschiedlichen Aspekt der ökonomischen Auswirkung der Ökosystemdienstleistung.

Ein monetärer Wert kann ausschlaggebend dafür sein, dass der Benefit einer Ökosystemdienstleistung überhaupt erst wahrgenommen wird, wodurch möglicherweise auch deutlich wird, was der Schutz und Erhalt des Ökosystems für Vorteile mit sich bringt (Russi et al. 2013: 19, Emerton & Bos 2004: 29). „*It seems, sometimes, as though we don't think nature is worth saving*“ (The Natural Capital Project 2014). Dabei kann die Darstellung eines monetären Werts eindrucksvoll darstellen, dass es auch unter ökonomischen Gesichtspunkten sinnvoll sein kann eine Ökosystemdienstleistung zu erhalten, falls alle anderen Gründe als Argumentationsgrundlage nicht ausreichen. Die ökonomische Bewertung verleiht der Ökosystemdienstleistung in Wirtschaft oder Politik Gewicht, wenn z.B. dargestellt wird, dass der Erhalt des Ökosystems die kosteneffizientere Strategie ist (TEEB 2010a: 13, Emerton & Bos 2004: 29). Zudem bietet ein monetärer Wert den Vorteil der direkten Vergleichbarkeit mit anderen marktbasierenden Gütern (MA 2005a: 61, Costanza et al. 2006: ii, Haines-Young & Potschin 2009: 45). Trotz der zahlreichen positiven Aspekte ist es wichtig aufzuzeigen, dass die Ökosystemdienstleistung nicht nur auf einen monetären Wert reduziert werden kann und dieser nur einen Teil des „Gesamtwerts“ einer Ökosystemdienstleistung ausmacht (De Groot et al. 2010: 262). Daher wurden zusätzlich die soziale und die ökologische Dimension vorgestellt.

In dieser Arbeit wurde angenommen, dass die soziale Dimension der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz die Nachfrage nach der Ökosystemdienstleistung umfasst, bewertet anhand der Verletzlichkeit der Bevölkerung, sowie das Gefühl von Sicherheit durch die Schutzleistung des Auwalds (nach TEEB 2010a: 15, Abb. 5, 21 ff.; Nedkov & Burkhard 2012; MA 2005b, Abb. 4). Grund für die Berücksichtigung einer sozialen Dimension ist, dass der Wert des Auwalds ungeachtet der ökonomischen Dimension um ein Vielfaches höher ist, wenn eine Gesellschaft z.B. nicht ausreichend auf ein Hochwasser vorbereitet ist oder der Auwald den alleinigen Hochwasserschutz darstellt. Der Wert der Ökosystemdienstleistung kann darüber hinaus durch viele weitere Aspekte beeinflusst werden, die beschreiben, welche Bedeutung der Hochwasserschutz für die flussabwärts gelegene Region wirklich hat bzw. wie hoch deren Verletzlichkeit ist. Beispiele sind das Vorhandensein von Evakuierungsplänen, Katastrophenschutz, Versicherungsschutz, Schutzvorkehrungen vor Überflutungsschäden beispielsweise an Gebäuden, technische Ersatzmöglichkeiten, weitere Auen in der Umgebung, die dieselbe Schutzleistung erbringen, Gefahrenanlagen oder wichtigen Kulturgütern im Überschwemmungsgebiet, Informationen über die Bevölkerungsdichte oder der „Existenzbedrohung“ durch vergangene Hochwasser. Daraus resultiert die Frage, inwiefern die Vulnerabilität auf Grundla-

ge dieser Vielfalt an unterschiedlichen Aspekten bewertet werden kann. Möglicherweise eignen sich hierfür eine einheitliche, relative Skala (Nedkov & Burkhard 2012) oder neue Bewertungsinstrumente, wie das momentan im Auftrag der IKSR entwickelte GIS-basierte Tool zur Bewertung der Reduktion des Überflutungsrisikos einer Maßnahme. Dabei werden Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit (z.B. wie viele Menschen werden durch Evakuierung vor den Auswirkungen des Hochwassers geschützt?), Umwelt (z.B. Gefahr für Trinkwasserschutzgebiete und Natura 2000-Gebiete) und Kulturgüter mit einbezogen (z.B. Vulnerabilität von historischen Monumenten) (persönliche Kommunikation, Adrian Schmid-Breton (IKSR), 17.09.2014). Auch wenn im Rahmen dieser Arbeit die soziale Dimension nicht näher betrachtet werden konnte, darf sie als ein wichtiger Teil des „Gesamtwerts“ einer Ökosystemdienstleistung nicht unerwähnt bleiben und könnte Gegenstand weiterer Forschungsarbeiten sein (TEEB 2010a: 15, Abb. 5).

Der dritte Blickwinkel ist die Bewertung der ökologischen Dimension als eine essentielle Information, um die Ökosystemdienstleistung optimal zu nutzen, Verbesserungsmöglichkeiten aufzuzeigen und vor allem die Bereitstellung sicherzustellen (in Anlehnung an TEEB 2010a: 21 f. & 15, Abb. 5). Der Fokus liegt hierbei auf der Funktionsfähigkeit des Ökosystems, daher ist es wichtig, mögliche Stressoren oder die Gefahr eines Kollaps des Ökosystems zu identifizieren (TEEB 2010a: 22 ff., Haines-Young & Potschin 2009: iii f.). In Bezug auf die Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz sind die zentralen Aspekte der ökologischen Dimension: Kann die Ökosystemdienstleistung noch erhöht werden? Ist die zukünftige Bereitstellung sichergestellt? Die bereits quantifizierten Indikatoren der Ökosystemfunktion können die Basis für die Bewertung der ökologischen Dimension bilden. Die erste Frage zur Identifikation des Optimierungspotentials wird z.B. beantwortet, indem untersucht wird, ob das Hochwasserschutzpotential im Rahmen der natürlichen Gegebenheiten der Aue voll ausgeschöpft wird, beispielsweise in Bezug auf die Indikatoren Auenbreite, -fläche und die hydraulische Rauigkeit im Vergleich zu einem Leitbild (vgl. Scholz et al. 2012). Am Beispiel der Bulau wurde eine Szenarioanalyse durchgeführt, um die Auswirkung von alternativen Landnutzungsformen auf einen Teilaspekt der Ökosystemfunktion, dem Direktabfluss in der Aue, zu untersuchen. Dazu wurde der Direktabfluss im Ist-Zustand mit drei verschiedenen Landnutzungsszenarien verglichen. Das Ergebnis, war, dass die Bulau im Ist-Zustand den geringsten durchschnittlichen Direktabfluss mit 20 mm pro Jahr aufweist (Stiehr 2014). Die Umwandlung der Bulau in Siedlungsfläche würde z.B. zu einem zehnfach höheren Direktabfluss führen und wahrscheinlich würde auch das Retentionsvolumen bei einer Versiegelung von 40 – 50 % auf die Hälfte reduziert. Im Vergleich zu den drei Szenarien erhält die Bulau im Ist-Zustand die bestmögliche Wertung. Eine Verbesserung der Ökosystemfunktion und somit der Ökosystemdienstleistung ist aufgrund der bereits sehr guten Leistung daher eher unwahrscheinlich. In Bezug auf die zweite Frage, inwiefern die zukünftige Bereitstellung sichergestellt ist, wird überprüft, ob der Auwald Stressoren unterliegt. Die größten Stressoren auf die hochwasserre-

duzierende Wirkung einer Aue waren in der Vergangenheit anthropogene Veränderungen, wie z.B. die Ausweitung von Siedlungsflächen, im Einzugsgebiet (BMU & BfN 2009). Für die Bulau besteht diese Gefahr aufgrund der Schutzgebietsausweisung momentan nicht.

Jede dieser drei Dimensionen liefert bereits für sich alleine wichtige Informationen, trotzdem ermöglichen nur alle drei zusammen eine umfassende Bewertung. Beispielsweise sagt die alleinige ökonomische Bewertung nichts über den Zustand des Ökosystems und die Bereitstellung der Leistung in Zukunft aus. Ebenso wenig liefert sie Informationen über die soziale Dimension, das heißt, wie essentiell der Hochwasserschutz für die Anwohner ist, beispielsweise dahingehend, ob weitere Auen dieselbe Schutzleistung erbringen könnten oder Schutzvorkehrungen existieren, die dafür sorgen, dass Menschen evakuiert werden, der Katastrophenschutz anläuft, Gebäude geschützt und Versicherungen abgeschlossen sind. Gleichermaßen ermöglicht eine alleinige ökologische oder soziale Bewertung keine Aussage zum konkreten finanziellen Vorteil durch den Erhalt des Auwalds. Zusammenfassend ist es folglich für eine umfassende Bewertung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz wichtig, alle drei Dimensionen zu erfassen bzw. zumindest wahrzunehmen und zu beschreiben. Inwiefern tatsächlich alle bewertet werden müssen, hängt wahrscheinlich von der jeweiligen Situation ab. Für die zuständigen Behörden, die sich mit den Schutzgebietsausweisungen beschäftigen, ist z.B. eine monetäre Bewertung, wie die Angabe eines vermiedenen Schadenswerts, nicht primär von Interesse (persönliche Kommunikation, Winfried Hansmann (Regierungspräsidium Darmstadt), 09.05.2014). Tendenziell eher von Interesse sind die Aspekte der ökologischen Dimension. Trotzdem sollte, wenn nur eine der Dimensionen bewertet wird, deutlich kommuniziert werden, dass sie nicht alle Aspekte einer Bewertung darstellt. In anderen Fällen, z.B. bei Entscheidungen bezüglich einer alternativen Nutzung der Fläche des Ökosystems, erscheint es sinnvoll alle Dimensionen zu erfassen, um den größtmöglichen „Gesamtwert“ des Ökosystems abzubilden (Alexander et al. 2012, zitiert nach Russi et al. 2013: 16). Dabei stellt sich die Frage, wie die ökologischen, sozialen und ökonomischen Werte zusammengefasst und gewichtet werden können (TEEB 2010a: 24). „*Preferably, the importance of each of these value-components should be weighted on its own (qualitative and quantitative) dimension, e.g. through Multi-Criteria Decision Analysis*“ (TEEB 2010a: 24). Eine weitere Möglichkeit könnte die Anwendung von Bewertungsinstrumenten sein, die bereits verschiedene Dimensionen mit einbeziehen und direkt eine Gesamtanalyse durchführen, wie das bereits mehrfach erwähnte Tool der IKSR, das allerdings erst im Lauf des Jahres 2015 zur Verfügung steht (persönliche Kommunikation, Adrian Schmid-Breton (IKSR), 17.09.2014). Im Anhang ist eine Abbildung mit Erklärungen zu den einzelnen Modulen des Tools dargestellt (s. Anhang E: Abb. Anhang 3). Tools dieser Art könnten dazu beitragen, die gewünschten Informationen einfacher zu generieren. Auch vom „Natural Capital Project“ soll es ein GIS-basiertes Instrument zur Erfassung des Hochwasserschutzes geben, dazu gibt es

bisher allerdings noch keine genaueren Informationen (persönliche Kommunikation, Perrine Hamel (Natural Capital Project), 20.05.2014).

Die Tatsache, dass es keine systematischen Methoden zur Erfassung von Ökosystemdienstleistungen gibt, wurde am Beispiel der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz in dieser Arbeit überprüft (Haines-Young & Potschin 2009: iv, Scholz et al. 2012: 18). Es zeigte sich, dass die Elemente der Kaskade jedoch eine wichtige Hilfestellung zur systematischen Erfassung der Ökosystemdienstleistung darstellen. Weitere Forschungsarbeiten könnten untersuchen, ob die Unterteilung des Benefits in eine soziale und ökonomische Dimension bereits alle Aspekte abdeckt und ob diese Aufteilung auch für andere Ökosystemdienstleistungen sinnvoll ist. Dasselbe gilt für die drei Dimensionen der Bewertung und vor allem für die Umsetzungsmöglichkeiten einer Bewertung der sozialen Dimension. Auch die Möglichkeit und Sinnhaftigkeit einer zusammenfassenden Bewertung aller drei Dimensionen könnte noch untersucht werden. Für die monetäre Bewertung der ökonomischen Dimension der Ökosystemdienstleistung existieren mit der Ersatzkostenmethode und der Berechnung des vermiedenen Schadenswerts bereits zwei gute Methoden. Es sollten allerdings Vorgaben zur konkreten Anwendung beider Methoden definiert werden.

Mit der systematischen Erfassung einer Ökosystemdienstleistung wird in erster Linie das Ziel verfolgt, Informationen bereitzustellen, die in dieser Art bisher nicht zur Verfügung standen (Haines-Young & Potschin 2009: 2). In dieser Arbeit wurde der Nutzen der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz dargestellt, indem vor allem über die Konsequenz einer Degradierung des Ökosystems informiert wurde. Die Bulau vermeidet einen potentiellen Vermögensschaden von knapp 26 Mio. EUR bzw. 4.279 EUR/ha/a bei einem HQ<sub>10</sub> und um dieselbe Schutzleistung wie der Auwald bei einem Extremhochwasser zu erzielen müssten über 68 Mio. EUR (bzw. 1.880 EUR/ha/a) in Schutzanlagen investiert werden. Die Szenarioanalyse zu den Auswirkungen alternativer Landnutzungsformen auf die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung zeigte, dass die Bulau im Ist-Zustand einen sehr guten Beitrag zum Hochwasserschutz leistet. Der Auwald unterliegt momentan keinen großen Stressoren und kann seine Hochwasserschutzfunktion gut erfüllen und zur Sicherheit der flussabwärts gelegenen Anwohner beitragen. All diese zusätzlichen Informationen führen im besten Fall zum Erhalt von Ökosystemen und deren Ökosystemdienstleistungen. Weltweit betrachtet befinden sich allerdings laut MA (2005b) etwa 60 % der Ökosystemdienstleistungen in einem degradierten Zustand (MA 2005b: 6). Daher ist eine weitere große Aufgabe, die auf die Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistung folgt, dafür Sorge zu tragen, dass die Ergebnisse solcher Erhebungen auch tatsächlich in Entscheidungsprozessen für den Schutz von Ökosystemen berücksichtigt werden bzw. berücksichtigt werden können (MA 2005a: 61). Viele Forschungsfragen beschäftigen sich damit, wie die Lücke zwischen Forschung und der Umsetzung der Forschungsergebnisse in die Praxis geschlossen werden

kann. Optimalerweise sollten Bewertungstools bereits in den Planungs- und Entscheidungsprozess eingebunden werden (Emerton & Bos 2004: 8). De Groot et al. (2010) stellen fest, dass der Ökosystemdienstleistungsansatz die Diskussion über Naturschutz bzw. Ressourcenmanagement in der Politik bereits verändert hat. Normalerweise sind z.B. vor allem Auen in Stadtnähe potentiell beliebte Siedlungsflächen, weshalb mit dem Schutz dieser Gebiete oftmals hohe Opportunitätskosten verbunden sind (Kousky & Walls 2014: 119). Investitionen in die Erhaltung, Wiederherstellung und nachhaltige Nutzung von Ökosystemen werden jedoch zunehmend als Win-Win-Situation gesehen, mit erheblichen ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Vorteilen (De Groot et al. 2010: 260). Es gibt ein wachsendes Interesse am Schutz von Auen als Teil der Hochwasserschutzstrategie, neben den hohen Kosten eines technischen Hochwasserschutzes auch aufgrund der zahlreichen weiteren Benefits, die aus dem Schutz des Ökosystems resultieren (Kousky & Walls 2014: 119). Aber auch die Politik muss handeln. TEEB (2010a) zufolge ist ein wichtiger Schritt zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung von Ökosystemdienstleistungen, Subventionen, die Anreize für nicht nachhaltige Verhaltensweisen geben, zu überdenken und gleichzeitig Zahlungen für Benefits aus Ökosystemdienstleistungen zu unterstützen (TEEB 2010a: 26). Mittlerweile gibt es Finanzierungsprogramme für den Erhalt oder die Wiederherstellung von Auen als Teil des Hochwasserschutzes. Solche Mechanismen gibt es z.B. in Milwaukee mit dem „*Greenseams program*“. Dadurch werden Grundstücke entlang eines Flusses erworben und als Naturraum erhalten. Ein weiteres Beispiel ist das „*Room for the River program*“ in den Niederlanden. Aber auch in Deutschland tragen z.B. die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, die EU-Wasserrahmenrichtlinie, die EU-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie, „Natura 2000“, aber auch Aktionspläne der Länder und Naturschutzgroßprojekte des Bundes zum Schutz von Auen bei, um u.a. einen ökologischen Hochwasserschutz zu gewährleisten (Damm et al. 2011: 46 ff.). All dies sind positive Zeichen dafür, dass der Fokus auf die Benefits und den Wert der zahlreichen Ökosystemdienstleistungen unserer Ökosysteme letztendlich dazu beiträgt, diese in den Blickpunkt der Gesellschaft zu rücken, zu schützen und durch eine nachhaltige Nutzung als essentieller Teil unserer Lebensgrundlage auch zu erhalten.

## Literaturverzeichnis

- ACOE - U.S. Army Corps of Engineers (1976): Water Resources Development Plan, Charles River Watershed, Massachusetts, New England Division.
- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung. Schweizerbart, Stuttgart.
- Alexander, S. und McInnes, R. (2012): The benefits of wetland restoration. Ramsar Scientific and Technical Briefing Note No. 4. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2014): FFH-Gebiete und Natura 2000. URL: [http://www.bfn.de/0316\\_gebiete.html#c5409](http://www.bfn.de/0316_gebiete.html#c5409) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- BMU & BfN - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Bundesamt für Naturschutz (2009): Auenzustandsbericht: Flussauen in Deutschland.
- Boyd, J. und Banzhaf, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. In: Ecological Economics, Vol. 63, Issue 2, 2007: 616-626.
- Brander, L., Brouwer, R. und Wagtendonk, A. (2013): Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. In: Ecological Engineering 56: 89-96.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Ka'eo Duarte, T. und Mooney, H. A. (2007): The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview highlighting hydrologic services. In: Annual Review of Environment and Resources 2007, 32: 67-98.
- Brown, T.C., Bergstrom, J.C. und Loomis, J.B. (2007): Defining, valuing and providing ecosystem goods and services. In: Natural Resources Journal 47 (2): 329-376.
- Buttler, Dr. K. P., Hemm, K. und Fehlow, M. (2003): Grunddatenerfassung für Monitoring und Management im FFH-Gebiet 5819-308 „Erlensee bei Erlensee und Bulau bei Hanau“. Regierungspräsidium Darmstadt.
- CICES - Haines-Young, R.H. und Potschin, M.B. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contact No EEA/IEA/09/003. URL: [http://cices.eu/wp-content/uploads/2012/07/CICES-V43\\_Revised-Final\\_Report\\_29012013.pdf](http://cices.eu/wp-content/uploads/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Cork, S., Shelton, D., Binning, C. und Parry, R. (2001): A framework for applying the concept of ecosystem services to natural resource management in Australia. Third Australian Stream Management Conference, Brisbane. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology.
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. und van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. In: Nature 387: 253-260.

- Costanza, R., Wilson, M., Troy, A., Voinov, A., Liu, S. und D'Agostino, J. (2006): The Value of New Jersey's Ecosystem Services and Natural Capital. Gund Institute for Ecological Economics Rubenstein School of Environment and Natural Resources, University of Vermont.
- Costanza, R. (2008): Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. In: *Biological Conservation* 141: 350-352.
- Daily, G.C. (1997): Introduction: What are ecosystem services. In: Daily, G.C. (Ed.), *Nature's Services*. Island Press, Washington DC: 1–10.
- Damm, C., Dister, E. und Fahlke, N. (2011): Auenschutz – Hochwasserschutz – Wasserkraftnutzung: Beispiele für eine ökologisch vorbildliche Praxis. Bundesamt für Naturschutz Bad Godesberg (Hrsg.), *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 112*.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. und Boumans, R.M.J. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. In: *Ecological Economics* 41, 2002: 393-408.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. und Willemsen, L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. In: *Ecological Complexity* 7: 260–272.
- Dehnhardt, A. und Meyerhoff, J. (2012): Ökonomische Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Auen. Methodische Ansätze und Ergebnisse des Fallbeispiels Elbe. BfN, Internationale Naturschutzakademie: Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemdienstleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Auen, Moore und Gewässer, April 2012, Insel Vilm. URL: <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2012/2012-OekonomiePraxis-II-Meyerhoff-Dehnhardt.pdf> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Department of Conservation (2007): The economic values of Whangamarino Wetland. Department of Conservation, DOCDM-141075.
- Deutsche Börse AG (2014): Wechselkurs USD-EUR. URL: <http://m.boerse-frankfurt.de/de/parts/profile.m?secu=4633> (letzter Aufruf: 17.10.2014).
- DIN 4049-1 (1992): Hydrologie; Grundbegriffe. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- Ditter, G. (1991): Hydrographische und hydrologische Untersuchungen über das Hochwasserabflussverhalten des Kinziggebietes (Maingebiet). Institut für Physische Geographie, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main.
- Dittrich, S. und Worm, W. (2006): Dezentraler Hochwasserschutz. Erschienen in: *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft*. Band: Heft 11, 2006. Dresden, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. URL: <http://d-nb.info/996225080/34> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Dubgaard, A., Kallesøe, M.F., Petersen, M.L. und Ladenburg, J. (2002): Cost-benefit analysis of the Skjern River Project. Royal veterinary and agricultural university. Conducted for the Danish

- Forest and Nature Agency as part of the investigations on biodiversity and nature protection by the Wilhelm Committee.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien): 8. überarbeitete Auflage, Juli 2012. Herausgeber 1. – 7. Auflage: LAWA.
- Ehrlich, P.R. (2008): Key issues for attention from ecological economists. In: *Environment and Development Economics* 13: 1-20.
- Emerton, L. und Bos, E. (2004): *Value: Counting Ecosystems as an Economic Part of Water Infrastructure*. IUCN, Gland, Switzerland und Cambridge, UK.
- Evans, D. & Associates, Inc. & ECONorthwest (2004): Final Submittal: Comparative Valuation of Ecosystem Services: Lents Project Case Study. Watershed Management Program, City of Portland. URL: <https://www.portlandoregon.gov/bes/article/386288> (letzter Aufruf: 28.08.2014).
- Faust, D., Opp, C., Völker, J., Gaiser, T. und Eitel, B. (2007): Kapitel 10 Bodengeographie. In: Gebhardt et al. (Hrsg.): *Geographie*: 361-400.
- Fisher, B., Turner, R.K., Zylstra, M., Brouwer, R., de Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D. und Balmford, A. (2008): Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. In: *Ecological Applications* 18 (8): 2050-2067.
- Fisher, B. und Turner, R.K. (2008) Ecosystem services: classification for valuation. In: *Biological Conservation* 141: 1167–1169.
- Fisher, B., Turner, R.K. und Morling, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. In: *Ecological Economics*, Vol. 68, Issue 3: 643–653.
- Gerrard, P. (2004): *Integrating Wetland Ecosystem Values into Urban Planning: The Case of That Luang Marsh, Vientiane, Lao PDR*. IUCN – The World Conservation Union, Asia Regional Environmental Economics Programme and WWF Lao Country Office, Vientian. URL: [http://www.mekongwetlands.org/Common/download/WANI\\_economics\\_ThatLuang%20Marsh.pdf](http://www.mekongwetlands.org/Common/download/WANI_economics_ThatLuang%20Marsh.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Götzl, M., Schwaiger, E., Sonderegger, G. und Süßenbacher, E. (2011): *Ökosystemdienstleistungen und Landwirtschaft: Erstellung eines Inventars für Österreich*. Umweltbundesamt Österreich, Wien. URL: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0355.pdf> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Grossmann, M., Hartje, V. und Meyerhoff, J. (2010): *Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Gupta, T.R. und Foster, J.H. (1975): Economic criteria for freshwater wetland policy in Massachusetts. In: *American Journal of Agricultural Economics* 57 (1): 40-45.

- Haines-Young, R.H. und Potschin, M.B. (2009): Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062. URL:  
[http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/JNCC\\_Review\\_Final\\_051109.pdf](http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/JNCC_Review_Final_051109.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014)
- Haines-Young, R.H. and Potschin, M.B. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G & C.L.J. Frid (eds.): Ecosystem Ecology: A New Synthesis. Cambridge University Press, British Ecological Society: 110-139. URL:  
[http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/Haines-Young&Potschin\\_2010.pdf](http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/Haines-Young&Potschin_2010.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Hainke, T. (2014): EUR-DM-Rechner. [http://www.altersvorsorge-und-inflation.de/euro-rechner.php?dm\\_eur=DM\\_EUR](http://www.altersvorsorge-und-inflation.de/euro-rechner.php?dm_eur=DM_EUR) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Hessischer Landtag (1988): Antwort des Ministers für Umwelt und Reaktorsicherheit auf die kleine Anfrage der Ag. Dr. Müller (Gelnhausen) und Lenz (Hanau) (CDU) betreffend Stausee bei Bad Soden-Salmünster, Drucksache 12/1722 (25.08.1988). URL:  
<http://starweb.hessen.de/cache/DRS/12/2/02842.pdf> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- HGN - Hydrogeologie GmbH, Nordhausen (2007): Retentionskataster Hessen (RKH). Teil: Erstellung einer landesweiten Übersicht der Hochwasser-Schadenspotenziale auf der Basis der Daten des Projektes Retentionskataster Hessen (RKH). Unveröffentlichte Studie.
- HLUG - Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2004): Retentionskataster Flussgebiet Kinzig, km 0+000 bis 73+354. URL:  
[http://static.hlug.de/medien/wasser/rkh/berichte/2478\\_Kinzig\\_km0\\_bis\\_km73.354.pdf](http://static.hlug.de/medien/wasser/rkh/berichte/2478_Kinzig_km0_bis_km73.354.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- HLUG - Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (2011): Das Januar-Hochwasser 2011 in Hessen. In: Hydrologie in Hessen, Heft 6. URL:  
[http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/sonstige\\_berichte/Hochwasserbericht\\_2011.pdf](http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/sonstige_berichte/Hochwasserbericht_2011.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2014a): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:25.000, Blatt 5819 Hanau (BK 25) & Themenkarten der Bodenflächendaten 1:50.000, L5918 Frankfurt Ost (BFD 50).
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2014b): Informationen zu den Pegelstationen. URL Pegel Hanau & Gelnhausen (letzter Aufruf: 20.10.2014):  
[http://www.hlug.de/static/pegel/static/stat\\_105039.htm?entryparakey=W](http://www.hlug.de/static/pegel/static/stat_105039.htm?entryparakey=W)  
[http://www.hlug.de/static/pegel/static/stat\\_104159.htm?entryparakey=W](http://www.hlug.de/static/pegel/static/stat_104159.htm?entryparakey=W)
- HMUELV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (2007): Landesaktionsplan Hochwasserschutz Hessen. URL:

- <https://umweltministerium.hessen.de/sites/default/files/HMUELV/landesaktionsplanhochwasserschutzhessen.pdf> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2001a): Atlas der Überschwemmungsgefährdung und möglichen Schäden bei Extremhochwasser am Rhein.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2001b): Übersichtskarten der Überschwemmungsgefährdung und der möglichen Vermögensschäden am Rhein: Abschlussbericht: Vorgehensweise zur Ermittlung der hochwassergefährdeten Flächen, Vorgehensweise zur Ermittlung der möglichen Vermögensschäden. Bearbeiter: Ruiz Rodriguez + Zeisler (Wiesbaden), geomer GmbH (Heidelberg), PlanEVAL (München), Haskong (Nijmegen).
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland: Typologie und Leitbilder. Bundesamt für Naturschutz Bad Godesberg (Hrsg.).
- Kousky, C. und Walls, M. (2014): In: Floodplain conservation as a flood mitigation strategy: Examining costs and benefits. *Ecological Economics* 104, 2014: 119-128.
- Leschine, T.M., Wellman, K.F. und Green, T.H. (1997): The Economic Value of Wetlands: Wetland's Role in Flood Protection in Western Washington. Ecology Publication No. 97-100. Washington State Department of Ecology.
- LWF - Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2004): Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wald und Forstwirtschaft in Bayern: Ergebnisse eines Demonstrationsvorhabens. LWF Wissen 44.
- MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005a): Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, D.C.
- MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Ecosystems and Human Well-Being Synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- Maniak, U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft: Eine Einführung für Ingenieure (5. Aufl.). Springer, Berlin.
- Meißer, J. (2013): Ein vereinfachtes Verfahren zur Berechnung der flächendifferenzierten Grundwasserneubildung in Mitteleuropa.
- Meurer, J. (2012): Master Thesis: Modeling the Impact of Climate Change on Hydrology and Sediment Balance in a Low Mountain Range River Basin. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Ming, J., Xian-guo, L., Lin-shu, X., Li-juan, C. and Shouzheng, T. (2006): Flood mitigation benefit of wetland soil – A case study in Momoge National Nature Reserve in China. In: *Ecological Economics* 61, 2007: 217-223.
- Molnar, M., Kocian, M. und Batker, D. (2012): Valuing the aquatic benefits of British Columbia's lower mainland: Nearshore Natural Capital Valuation. David Suzuki Foundation and Earth Economics.

- Müller, U. (2010): Hochwasserrisikomanagement: Theorie und Praxis: PRAXIS. Vieweg+Teubner Verlag, Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH.
- Nedkov, S. und Burkhard, B. (2012): Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. Elsevier. In: Ecological Indicators 21, 2012: 67–79.
- Posthumus, H., Rouquette, J.R., Morris, J., Gowing, D.J.G. und Hess, T.M. (2010): A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. In: Ecological Economics 69: 1510–1523.
- Regierungspräsidium Darmstadt (2007): Maßnahmenplan für das FFH-Gebiet 5819-308 Erlensee bei Erlensee und Bulau bei Hanau.
- Regierungspräsidium Darmstadt (2013): Hochwassergefahrenkarten HWGK\_G-01, HWGK\_G-02, HWGK\_G-03 und HWGK\_G-04 und Hochwasserrisikokarten HWRK\_R-01 und HWRK\_R-02. URL (letzter Aufruf: 20.10.2014):  
<http://www.hlug.de/start/wasser/hochwasser/hochwasserrisiko-managementplaene/kinzig/hw-gefahrenkarten.html>  
<http://www.hlug.de/start/wasser/hochwasser/hochwasserrisiko-managementplaene/kinzig/hw-risikokarten.html>
- Richtlinie 2007 / 60 / EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, Amtsblatt der Europäischen Union L 288 vom 6. November 2007.
- Roberts, L.A. & Leitch, J.A. (1997): Economic Valuation of some wetland outputs of Mud Lake, Minnesota-South Dakota. Agricultural Economics Report No. 381. Department of Agricultural Economics, North Dakota Agricultural Experiment, Station North Dakota State University.
- Rosner, B. N. (2009): Ecosystem Services Valuation of Riparian Corridors at Virginia Stream Restoration Project. Virginia Polytechnic Institute and State University. URL:  
[https://scholar.vt.edu/access/content/group/5b95dc6f-a3ef-4ce5-8e1a-875819148663/MNR%20Capstone%20Projects/Final%20Paper\\_Benjamin%20N.%20Rosner\\_Spr09.pdf](https://scholar.vt.edu/access/content/group/5b95dc6f-a3ef-4ce5-8e1a-875819148663/MNR%20Capstone%20Projects/Final%20Paper_Benjamin%20N.%20Rosner_Spr09.pdf) (letzter Aufruf: 28.08.2014)
- Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R. und Davidson N. (2013): The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. IEEP, London und Brüssel; Ramsar Sekretariat, Gland. URL: [http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/TEEB\\_WaterWetlands\\_Report\\_2013.pdf](http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/TEEB_WaterWetlands_Report_2013.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- SCEP - Study of Critical Environmental Problems (1970): Man's impact on the global environment. MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

- Scholz, M., Mehl, D. und Schulz-Zunkel, C. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen: Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktionen. Bundesamt für Naturschutz Bad Godesberg (Hrsg.), Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 124.
- Schulte, A., Schütt, B. und Möller, S. (2007): Kapitel 12 Hydrogeographie. In: Gebhardt et al. (Hrsg.): Geographie: 451-482.
- Smith, K. und Ward, R. (1998): Floods – Physical processes and human impacts. John Wiley & Sons, Chichester.
- Sondey, E. B. (2008): Frühling in der Bulau: Eine naturkundliche Exkursion. In: Dr. G. Seidenschwann (Hrsg.): Jahresberichte der Wetterauischen Gesellschaft für die gesamte Naturkunde zu Hanau. Sonderband, 158. Jahrgang.
- Stiehr, N. (2014): Persönliche Kommunikation. Daten aus dem Grundwasserhaushaltsmodell nach Meßer stammen aus der Dissertation von Nina Stiehr (bisher unveröffentlicht).
- TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim report. URL: [http://www.teebweb.org/media/2008/05/TEEB-Interim-Report\\_English.pdf](http://www.teebweb.org/media/2008/05/TEEB-Interim-Report_English.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- TEEB (2010a): Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington. URL: <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/D0-Chapter-1-Integrating-the-ecological-and-economic-dimensions-in-biodiversity-and-ecosystem-service-valuation.pdf> (letzter Aufruf: 14.10.2014).
- TEEB (2010b): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. URL: <http://www.unep.org/pdf/LinkClick.pdf> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- TEEB (2010c): Socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. In: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington. URL: <http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/D0-Chapter-4-Socio-cultural-context-of-ecosystem-and-biodiversity-valuation.pdf> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- TEEB (2014): „Benefit“ und „Valuation“. URL: <http://www.teebweb.org/resources/glossary-of-terms/> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- The Natural Capital Project - Stanford Woods Institute for the Environment, University of Minnesota's Institute on the Environment, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund (2014): Movie. URL: <http://www.naturalcapitalproject.org/about.html> (letzter Aufruf: 20.10.2014).

- Thibodeau, F.R. und Ostro, B.D. (1981): An economic analysis of wetland protection. In: Journal of Environmental Management 12: 19-30.
- Turner, R.K. & Daily, G.C. (2008): The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. In: Environmental and Resource Economics 39, 2008: 25-35.
- Turpie, J., Smith, B., Emerton, L. und Barnes, J. (1999): Economic value of the Zambezi Basin Wetlands. Zambezi Basin Wetlands conservation and resource utilization project. IUCN Regional Office for Southern Africa.
- Van der Ploeg, S. and R.S. de Groot (2010): The TEEB Valuation Database – a searchable database of 1310 estimates of monetary values of ecosystem services. Foundation for Sustainable Development, Wageningen, The Netherlands.
- VDG - Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (2003): Hochwasser: Naturereignis oder Menschenwerk? Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz 66. Bonn, Kassel. Verlag Günter Gottlieb (27.06.2013): Nachhaltiges Hochwasserschutzkonzept tritt in die entscheidende Phase. URL: <http://www.hanauonline.de/2012-06-25-19-21-46/mkk/5216-nachhaltiges-hochwasserschutzkonzept-tritt-in-die-entscheidende-phase.html> (letzter Aufruf: 20.10.2014)
- Verlag Parzeller GmbH & Co. KG (2013): Rückhaltebecken an der Salz zum Schutz vor Hochwasser (28.06.2013). URL: <http://www.fuldaerzeitung.de/artikelansicht/artikel/175685/hochwasserschutz-an-der-salz-661182> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Wallace, K.J. (2008): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. In: Biological Conservation 139: 235-246.
- Weigel, H.-J. und Schrader, S. (2007): Biodiversität und Ökosystemfunktion. In: Landbauforschung Völkenrode - Sonderheft, Band 310: 42-46.
- WHG - Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz) (2009): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 76 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist. § 78: Besondere Schutzvorschriften für festgesetzte Überschwemmungsgebiete. URL: [http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/whg\\_2009/gesamt.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/whg_2009/gesamt.pdf) (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Wojciech, S. (2010): Hochwasserschutz: Vermeidung von Schäden durch mobile Schutzsysteme. Eine techno-ökonomische Analyse. Diplomica Verlag GmbH, Hamburg.
- Ziegert, A. (2013): FDP Main-Kinzig besucht Kinzigtalsperre (24.06.2013). URL: <http://vorsprung-online.de/index.php/nachrichten2/main-kinzig-nachrichten/politik/23134-fdp-main-kinzig-besucht-kinzigtalsperre.html> (letzter Aufruf: 20.10.2014).
- Zimmermann, L., Raspe, S., Schulz, C. und Grimmeisen, W. (2008): Wasserverbrauch von Wäldern. Bäume und Bestand verdunsten unterschiedlich stark. In: LWF-aktuell, 66: 16-20.

## Anhang

### Anhang A: Bodentypen und (nutzbare) Feldkapazitäten in der Bulau

Tab. Anhang 1: Übersicht der Bodentypen in der Bulau und ausgewählte Bodeneigenschaften. Datengrundlage: BFD 50 und BK 25 (HLUG 2014a).

Nr. BK 25	Bodentyp & Horizontabfolge	nFK bis 100 cm Profiltiefe ... FK bis 100 cm Profiltiefe	Biotopentwicklung	Grundwasserbeeinflusste Standorte
<b>Braunerden: Böden mit einem verbraunten Verwitterungshorizont über Fest- oder Lockergesteinen (A-Bv-C-Profil)</b>				
20	<i>Braunerde, im Untergrund gebändert, aus Decksediment über Flugsand. 30-90 cm schwach schluffiger bis lehmiger Sand; z.T. toniger Sand</i>	Mittel (> 140 - 200 mm) ... Gering (> 130 - 260 mm)	Physiologisch trockener Flug- & Terrassenstandort. Schlechter - mittlerer natürlicher Basenhaushalt.	-
24	Braunerde, im Unterboden vergleitet, aus Decksediment über Flugsand über pleistozänem Terrassensand oder -kies. 60-100 cm Sand bis lehmiger Sand; Sand und/oder Kies	gering (> 60 - 140 mm) ...	Ausgeglichener Wasserhaushalt & mittleres Wasserspeichervermögen. Schlechter bis mittlerer natürlicher Basenhaushalt.	Mit Grundwasser-einfluss im Unterboden
26	Gley-Braunerde aus Decksediment über pleistozänem Terrassensand oder -kies. 40-100 cm schwach schluffiger bis lehmiger Sand; Sand und/oder Kies	gering (> 130 - 260 mm)		
<b>Pseudogleye: Böden, staunässebeeinflusst (Wechsel von Naß- und Trockenphasen) und rostfleckig, mit wasserleitendem Horizont über dichtem, wasserstauendem Horizont (A-Sw-Sd-Profil)</b>				
56	<i>Pseudogley aus Flugsand über pleistozänem Terrassensand, z.T. tonig bzw. verlehmt. 30-130 cm Sand bis schwach lehmiger Sand, z.T. schwach kiesig; lehmiger Sand bis toniger Sand, +/- kiesig Sand und/oder Kies</i>	Mittel (> 140 - 200 mm) ...	Standorte mit potenziellem Stauwassereinfluss	Mit Grundwasser-einfluss im Unterboden
58	Gley-Pseudogley aus Flugsand über pleistozänem Terrassensand, z.T. tonig bzw. verlehmt. 30-130 cm Sand bis schwach lehmiger Sand; lehmiger Sand bis toniger Sand, +/- kiesig Sand und/oder Kies	Mittel (> 260 - 390 mm)		
<b>Auenböden: Böden aus Sedimenten in Fluss- oder Bachtälern</b>				
59	Brauner Auenboden aus Hochflutlehm. > 150 cm Schluff bis schluffiger Lehm	Mittel (> 140 - 200 mm) ...	Standorte mit potenzieller Auendynamik: mit Grundwassereinfluss im Unterboden	
60	Vergleitet bzw. pseudovergleyter Brauner Auenboden aus jüngerem Hochflutlehm über älterem Hochflutlehm. 40-100 cm Schluff bis lehmiger Schluff; schwach bis stark toniger Lehm	Hoch (> 390 - 520 mm)		
<b>Gleye: Grundwasserböden mit meist rostfleckigem Oxidationshorizont über grauem Reduktionshorizont (A-Go-Gr-Profil)</b>				
66	Auengley aus Hochflutlehm über pleistozänem Terrassensand. 60-130 cm sandig-lehmiger Schluff bis toniger Lehm; Sand und/oder Kies	Mittel (> 140 - 200 mm) ... Gering (> 130 - 260 mm)	Standorte mit potenzieller Auendynamik: mit oberflächennahem Grundwassereinfluss	

<b>69</b>	Gley aus Flugsand und/oder pleistozänem Terrassensand. 60-120 cm Sand bis schwach lehmiger Sand; Sand und/oder Kies	Gering (> 60 - 140 mm) ... Hoch (> 390 - 520 mm)	Mit oberflächennahem Grundwassereinfluss	
<b>71</b>	Pseudogley aus Hochflutlehm oft überdeckt mit umgelagertem Sand, über pleistozänem Terrassensand. 60-120 cm sandiger Schluff bis sandig-toniger Lehm; Sand bis lehmiger Sand, +/- kiesig	Mittel (> 140 - 200 mm) ... Mittel (> 260 - 390 mm)	Grundwassereinfluss im Unterboden	Mit oberflächennahem Grundwassereinfluss
<b>Anmoorgleye: Böden mit langfristig hoch anstehendem Grundwasser und dadurch entstandener Humusform (dunkel gefärbte Mischung von mineralischer und fein verteilter organischer Substanz) (Aa-Gr-Profil)</b>				
<b>77</b>	Anmoorgley oder Naßgley aus Hochflut-sedimenten über Altlaufschlick mit Torf. 40-100 cm lehmiger Schluff bis sandig-schluffiger Lehm bis toniger Lehm; sandig-toniger Lehm bis stark toniger Lehm mit Torfschichten	Sehr hoch (> 300 mm) ... Sehr hoch (> 520 mm)	Standorte mit extremem Nässeinfluss und Torfbildung: mit nährstoffreichen, organogenen Substraten.	
<i>kursiv = minimale Vorkommen</i>				

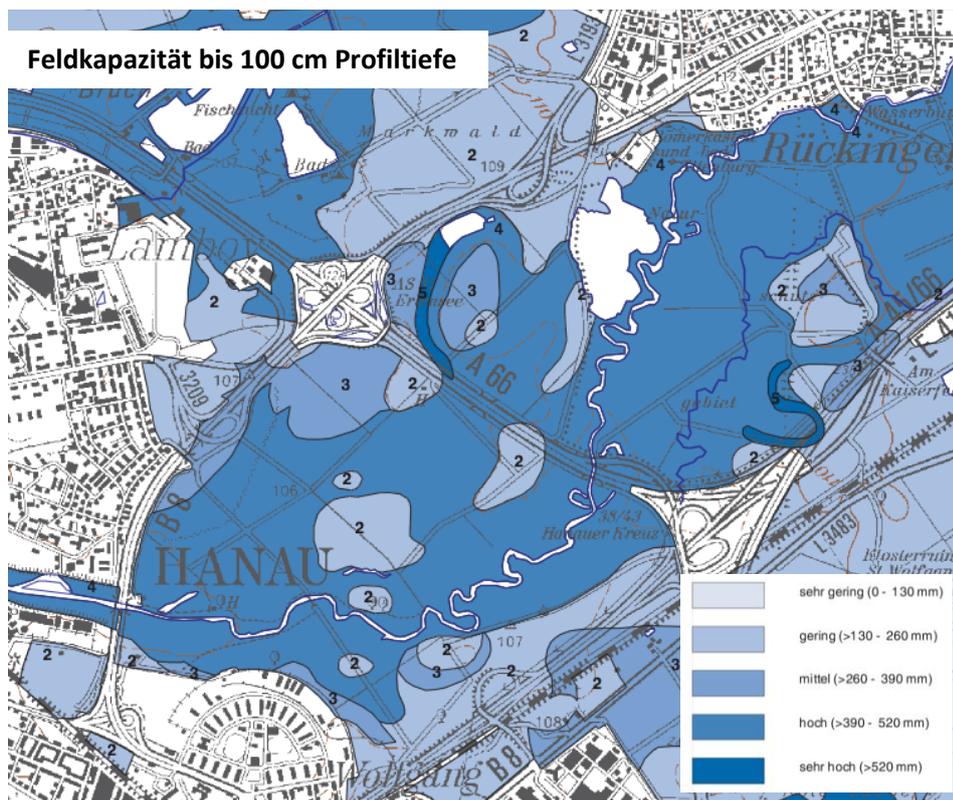


Abb. Anhang 1: Feldkapazitäten in der Bulau. Ausschnitt aus den BFD 50 (Bodenflächendaten 1:50.000), Thema: Feldkapazität des Bodens, L5918 Frankfurt Ost (HLUG 2014a).

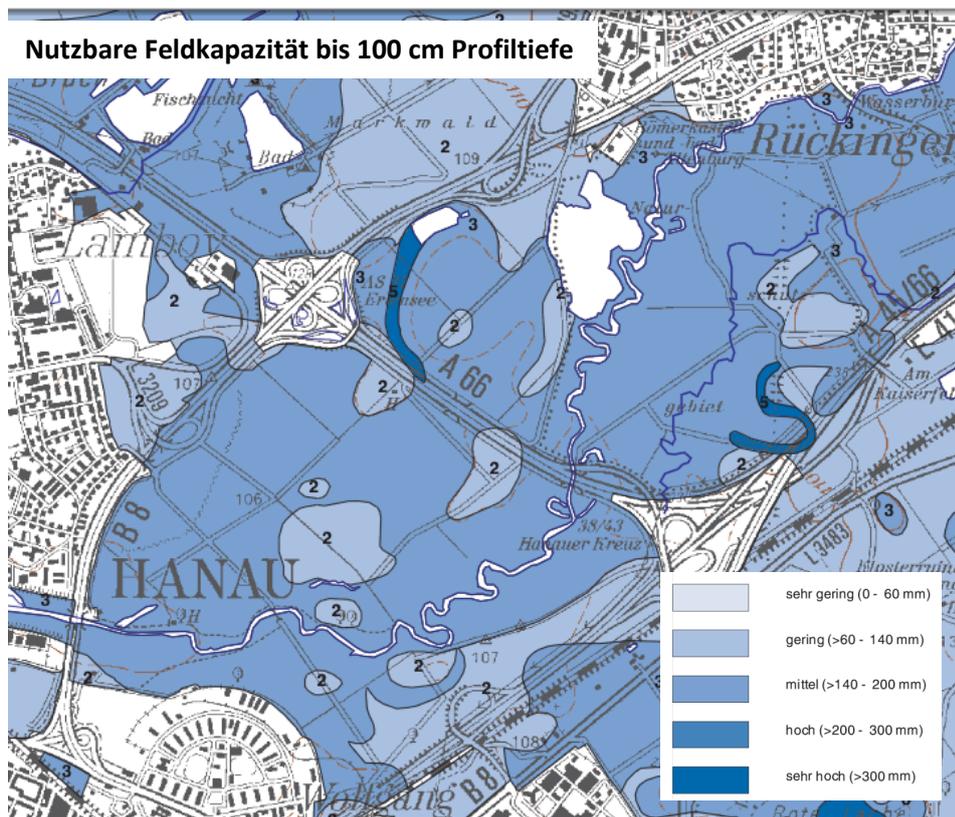


Abb. Anhang 2: Nutzbare Feldkapazitäten in der Bulau. Ausschnitt aus den BFD 50 (Bodenflächendaten 1:50.000), Thema: Nutzbare Feldkapazität des Bodens, L5918 Frankfurt Ost (HLUG 2014a).

### Anhang B: Berechnung der statistischen Hochwasser

Für die Berechnung eines Hochwassers bestimmter Jährlichkeit werden die Maximalabflüsse der einzelnen hydrologischen Jahre einer Zeitreihe benötigt. Mithilfe verschiedener Verteilungsfunktionen kann daraus der Abfluss eines statistischen Hochwassers berechnet werden. „Die Auswahl der Funktion erfolgt normalerweise über eine visuelle Begutachtung der Daten und anhand von Anpassungsmaßen“ (Patricia Lipski (HLUG), persönliche Kommunikation, 29.01.2014). Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Abflüsse der statistischen Hochwasser mit der weit verbreiteten Pearson-Typ3-Verteilung berechnet (Maniak 2005: 134). Die genaue Vorgehensweise kann in Maniak (2005) nachgelesen werden (Maniak 2005: 134-142). In einem ersten Schritt wurden zunächst der Mittelwert, die Standardabweichung und die Schiefe der jährlichen Maximalabflüsse für die verfügbare Zeitreihe berechnet (s. Tab. Anhang 2). Für beide Pegel wurde auf die jeweils gesamte verfügbare Zeitreihe zurückgegriffen (Hanau: 1956-2012, Gelnhausen: 1988-2012).

Tab. Anhang 2: Mittelwert, Standardabweichung und Schiefe zur Berechnung der Hochwasser unterschiedlicher Jährlichkeit der Pegel Hanau und Gelnhausen.

Statistisches Maß	Pegel Hanau (1956-2012)	Pegel Gelnhausen (1988-2012)
Mittelwert HQj	75,23 m <sup>3</sup> /s	84,68 m <sup>3</sup> /s
Standardabweichung HQj	34,17 m <sup>3</sup> /s	43,36 m <sup>3</sup> /s
Schiefe HQj	1,70	1,25

Zusätzlich wurde ein Parameter k benötigt, der z.B. in Maniak (2005) in Abhängigkeit der Schiefe und Jährlichkeit aus einer Tabelle entnommen werden kann (Maniak 2005: 134, Tab. 4.2) (s. Tab. Anhang 3).

Tab. Anhang 3: k-Werte zur Berechnung der Hochwasser unterschiedlicher Jährlichkeit der Pegel Hanau und Gelnhausen (Maniak 2005: 134, Tab. 4.2).

Hochwasser	k-Wert für Gelnhausen	k-Wert für Hanau
HQ <sub>5</sub>	0,73	0,66
HQ <sub>10</sub>	1,34	1,32
HQ <sub>50</sub>	2,64	2,82
HQ <sub>100</sub>	3,18	3,44

Aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsmöglichkeiten mit verschiedenen Verteilungsfunktionen können die Angaben für einen bestimmten Pegel in der Literatur variieren. Die Ergebnisse der Berechnung im Rahmen dieser Arbeit sind in Tab. 2 auf Seite 20 dargestellt.

### Anhang C: Anleitung zur Berechnung der Retentionsvolumina und Überflutungsvolumina

Datengrundlage bildeten die Rasterdatensätze mit den Überflutungstiefen und die Shapefiles mit den Landnutzungsdaten des HLUGs. Mit einem Geographischen Informationssystem können die Überflutungsvolumina berechnet werden. Für diese Arbeit wurde ArcGIS von ESRI verwendet, daher bezieht sich die Beschreibung der Vorgehensweise auch auf dieses Programm. Die Daten lagen jeweils für das gesamte Einzugsgebiet vor und umfassten die statistischen Hochwasser HQ<sub>10</sub>, HQ<sub>100</sub> und HQ<sub>ex</sub>.

#### (1) Berechnung der Retentionsvolumina der Bulau:

Zunächst wurden die Rasterdatensätze (jeweils für HQ<sub>10</sub>, HQ<sub>100</sub> und HQ<sub>ex</sub>) auf die Fläche der Bulau zugeschnitten. Durchgeführt wurde dies mit dem „Data Management Tool“ aus der ArcToolbox (Raster / Raster-Verarbeitung / Ausschneiden) durch Verwendung eines Shapefiles der Bulau als Schablone. Aus den zugeschnittenen Rasterdatensätzen wurden die Überflutungstiefen aller Pixel für das jeweilige statistische Hochwasser mit dem „Spatial Analyst Tool“ (Zonal / Zonal Statistics als Tabelle) akkumuliert und das Ergebnis mit der Pixelfläche von 4 m<sup>2</sup> multipliziert. Dabei muss jedoch beachtet

werden, dass innerhalb des Überschwemmungsgebiets in der Bulau ein kleiner See liegt und auch der Fluss (Kinzig) das Gebiet durchläuft. Auch deren Wassertiefen sind in den Rasterdatensätzen vollständig enthalten. Diese müssen vom Retentionsvolumen, das für die gesamte Überschwemmungsfläche berechnet wurde, abgezogen werden. Das Wasservolumen des Flusses wurde bei einem  $HQ_{10}$  abgeschätzt und beträgt in etwa  $568.750 \text{ m}^3$ . Zur Berechnung wurde die Flusslänge vermessen (etwa 6000 m), die durchschnittliche Flusstiefe bestimmt (etwa 3,5 m) und die durchschnittliche Flussbreite abgefragt (etwa 25 m). Der kleine See innerhalb der Bulau hat eine Fläche von  $154.137 \text{ m}^2$  und eine mittlere Wassertiefe von 2 m (konnte dem Rasterdatensatz entnommen werden). Insgesamt beträgt das Wasservolumen somit  $308.274 \text{ m}^3$ . Das Wasservolumen des Flusses innerhalb der Bulau und das Volumen des Erlensees wurden addiert ( $568.750 \text{ m}^3 + 308.274 \text{ m}^3 = 877.024 \text{ m}^3$ ) und vom gesamten Überschwemmungsvolumen innerhalb der Bulau, wie es aus den Rasterdaten berechnet wurde, abgezogen. Die Wasservolumina des Flusses und des Sees wurden bei einem  $HQ_{10}$  abgeschätzt und auch für die Berechnung der Retentionsvolumina bei einem  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  verwendet. Bei diesen beiden größeren Hochwasserereignissen steigen die Wassertiefen der Kinzig und des Sees ohnehin nur geringfügig an.

*(2) Berechnung der Überflutungsvolumina im Gebiet flussabwärts der Bulau bis zur Mündung der Kinzig in den Main:*

Das Vorgehen ist im Wesentlichen dasselbe wie unter (1) aufgeführt, nur mit dem Unterschied, dass die Rasterdatensätze auf das Gebiet flussabwärts der Bulau bis zur Mündung in den Main zugeschnitten wurden. Darüber hinaus musste auch hier das Wasservolumen des Flusses vom berechneten Überschwemmungsvolumen abgezogen werden. Im Bereich flussabwärts der Bulau hat die Kinzig in etwa eine Länge von 4500 m, ist im Schnitt 25 m breit und 4,8 m tief. Daraus berechnet sich ein Wasservolumen von  $540.000 \text{ m}^3$ . Auch hier bezieht sich die Wassertiefe auf ein  $HQ_{10}$ .

#### **Anhang D: Berechnung des potentiellen Vermögensschadens**

Die Berechnung des potentiellen Vermögensschadens bei einem bestimmten Hochwasser kann mit einem Geographischen Informationssystem durchgeführt werden. Für diese Arbeit wurde ArcGIS von ESRI verwendet, daher bezieht sich die Beschreibung der Vorgehensweise auch auf dieses Programm. Folgende Daten werden für die Berechnung benötigt:

- > Ein Rasterdatensatz mit den Überflutungstiefen (Überflutungstiefen-Differenzraster) für das Untersuchungsgebiet (falls der Rasterdatensatz zugeschnitten werden muss s. Anhang C)
- > Landnutzungsdaten für das Untersuchungsgebiet (falls der Datensatz zugeschnitten werden muss: Shapefiles können mit einer Shapefile-Maske ausgeschnitten werden unter „Analysis Tools“ (Extrahieren / Ausschneiden))

- > Schadensfunktionen und spezifische Vermögenswerte für alle schadensempfindlichen Kategorien

Falls die Landnutzungsinformationen als Shapefile vorliegen, müssen sie in einen Rasterdatensatz konvertiert werden. Dazu wurden im Fall der Daten des HLUGs die Landnutzungsdaten zunächst umcodiert (s. Tab. Anhang 4). Im Shapefile wurde eine neue Spalte angelegt (Landnutz\_code), damit im Raster jedem Pixel der entsprechende Landnutzungscode zugeordnet wird:

Tab. Anhang 4: Codierung der Landnutzungsinformationen.

Code	Landnutzungskategorie
1	Siedlung
2	Industrie
3	Verkehr
4	Landwirtschaftliche Nutzfläche
5	Forst
6	Kultur & Dienstleistung
7	Grünflächen
8	Sonstige Flächen
9	Gewässer

Diese Information (Landnutz\_code) wurde in eine neue Rasterdatei konvertiert (Landnutzungscode-Raster), mit derselben Auflösung wie das Überflutungstiefen-Differenzraster mithilfe des Tools „Conversion Tools“ (In Raster / Feature in Raster). Weitere Eingaben in diesem Tool waren:

- > Eingabe-Feature: Landnutzungs-Shapefile
- > Feld: Landnutz\_code
- > Ausgabe-Zellgröße: Überflutungstiefen-Differenzraster
- > Reiter „Umgebung“:
  - Raster Analyse: Überflutungstiefen-Differenzraster
  - Verarbeitungsausdehnung: Ausdehnung: Standard; Fang Raster: Überflutungstiefen-Differenzraster

Somit lagen zwei gleichgroße Raster mit derselben Auflösung und gleicher Lage der Pixel vor. Das eine enthielt die Überflutungstiefe pro Pixel (Überflutungstiefen-Differenzraster) und das andere den jeweiligen Landnutzungscode (Landnutzungscode-Raster) für denselben Pixel. Mit diesen Informationen wurde mit dem Raster-Calculator der potentielle Schadenswert in Abhängigkeit der Überflutungstiefe und der Landnutzungsinformation für jeden Pixel (Fläche: 4 m<sup>2</sup>) in EUR berechnet (Raster-Calculator unter: Spatial Analyst Tools / Map Algebra / Raster berechnen). Für die Eingaben im Raster-Calculator werden die Schadensfunktionen und spezifischen Vermögenswerte benötigt. Die Be-

rechnung wurde separat für alle Pixel einer bestimmten Landnutzungskategorie durchgeführt, da jede Landnutzungskategorie eigene Schadensfunktionen und spezifische Vermögenswerte erfordert. In Tab. Anhang 5 sind die Eingaben zur Berechnung des potentiellen Vermögensschadens der jeweiligen Pixel einer bestimmten Landnutzungskategorie dargestellt.

Tab. Anhang 5: Eingaben im Raster-Calculator zur Berechnung des potentiellen Vermögensschadens für jeden Pixel einer bestimmten Landnutzungskategorie. Die Eingabe basiert auf den in Tab. 15 vorgestellten Schadensfunktionen und den spezifische Vermögenswerte aus Tab. 16. Benötigt werden darüber hinaus für jeden Pixel die Überflutungstiefe (Überflutungstiefen-Differenzraster) und die Landnutzungsinformation (Landnutzungscode-Raster). Die rot eingefärbte Angabe ist die Fläche eines Pixels.

Code	Landnutzungs-kategorie	Eingabe
1	Siedlung	$\text{Con}(\text{"Landnutzungscode-Raster"} == 1, ((2.0 * \text{Square}(\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) + 2.0 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0)) * 2.31) + ((11.4 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) + 12.625) * 0.51)) * 4.0)$
2	Industrie	$\text{Con}(\text{"Landnutzungscode-Raster"} == 2, ((2.0 * \text{Square}(\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) + 2.0 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0)) * 2.58) + ((7.5 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) + 5.0) * 0.80)) * 4.0)$
3	Verkehr	$\text{Con}(\text{"Landnutzungscode-Raster"} == 3) \& (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} < 100), ((10.0 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) * 3.00) + (10.0 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) * 0.03)) * 4.0,$ $\text{Con}(\text{"Landnutzungscode-Raster"} == 3) \& (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} \geq 100), (30.0 + 0.3) * 4.0)$
4	Landwirtschaftliche Nutzfläche	$\text{Con}(\text{"Landnutzungscode-Raster"} == 4, 0.07 * 4.0)$
5	Forst	$\text{Con}(\text{"Landnutzungscode-Raster"} == 5, 0.01 * 4.0)$
6	Kultur & Dienstleistung	→ dasselbe wie Siedlung: $\text{Con}(\text{"Landnutzungscode-Raster"} == 6, ((2.0 * \text{Square}(\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) + 2.0 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0)) * 2.31) + ((11.4 * (\text{"Überflutungstiefen-Differenzraster"} / 100.0) + 12.625) * 0.51)) * 4.0)$

*Beispiel Kategorie „Siedlung“:* Durch die Eingabe im Raster-Calculator werden alle Pixel abgefragt, die dem Code 1 für Siedlung entsprechen. Für jeden Pixel wird in Abhängigkeit der Überflutungstiefe in diesem Pixel, mithilfe der Schadensfunktionen und spezifischen Vermögenswerten für das immobile, als auch für das mobile Kapital, der potentielle Vermögensschaden berechnet und beide Ergebnisse addiert.

Das Ergebnis für jede Kategorie ist jeweils eine neue Rasterdatei, die für jeden Pixel den potentiellen Vermögensschaden enthält. Die Kategorien „Grünflächen“ und „Gewässer“ wurden als schadensunempfindlich betrachtet und nicht mit in die Berechnung einbezogen. Die Kategorie „Kultur & Dienstleistung“ wurde wie eine Siedlungsfläche behandelt. Die Kategorie „sonstige Flächen“ kam in den Daten nicht vor. In Abb. Anhang 4 sind die Landnutzungskategorien im Überschwemmungsgebiet flussabwärts der Bulau bei einem  $HQ_{ex}$  dargestellt. Der Gesamtschaden pro Kategorie wurde mit dem

„Spatial Analyst Tool“ (Zonal / Zonal Statistics als Tabelle) berechnet. Das Programm addiert die potentiellen Schadenswerte aller Pixel und gibt das Ergebnis in einer Tabelle aus. Um einen potentiellen Gesamtschaden aller Kategorien durch das betrachtete Hochwasser anzugeben, wurden die Schadenswerte aller Nutzungskategorie addiert.

#### Anhang E: Module des GIS-basierten Tools der IKSr

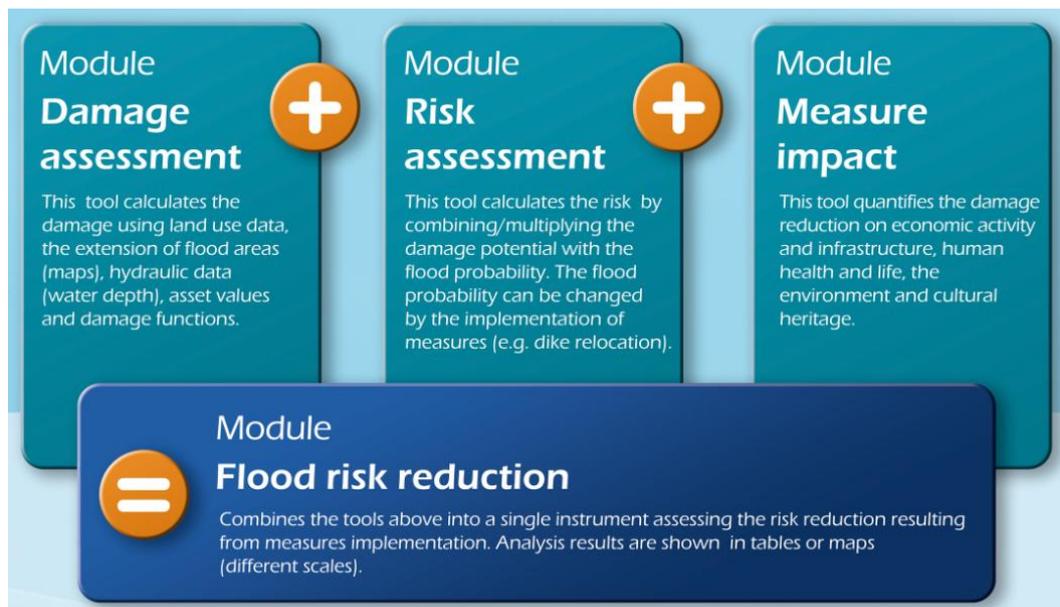
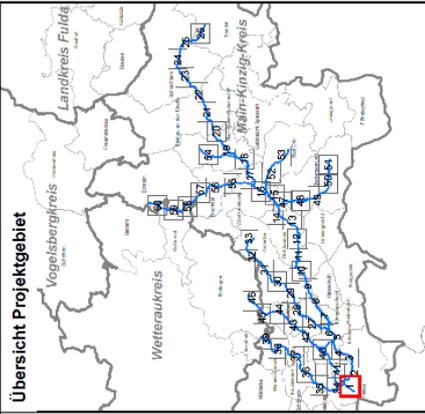


Abb. Anhang 3: Module des GIS-basierten Tools der IKSr zur Evaluierung der Auswirkungen von Maßnahmen, die das Hochwasserrisiko reduzieren. Quelle: persönliche Kommunikation, Adrian Schmid-Breton (IKSR), 17.09.2014.

#### Anhang G: Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten (HLUG)

Im Folgenden sind die Hochwassergefahrenkarten HWGK\_G-01, HWGK\_G-02, HWGK\_G-03 und HWGK\_G-04 mit den Überschwemmungsgrenzen eines  $HQ_{10}$ ,  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  dargestellt. Für das Jahrhunderthochwasser sind zusätzlich die Überflutungstiefen eingezeichnet. Zusätzlich sind noch die Hochwasserrisikokarten HWRK\_R-01 und HWRK\_R-02 mit den Landnutzungskategorien im Überschwemmungsgebiet eines Extremhochwassers angefügt. Die Karten wurden im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt erstellt und stehen auf den Internetseiten des HLUGs zum Download zur Verfügung (s. Regierungspräsidiums Darmstadt 2013).

Abb. Anhang 4: Hochwassergefahrenkarten HWGK\_G-01, HWGK\_G-02, HWGK\_G-03 und HWGK\_G-04 mit den Überschwemmungsgrenzen eines  $HQ_{10}$ ,  $HQ_{100}$  und  $HQ_{ex}$  (inkl. der Wassertiefen bei einem  $HQ_{100}$ ). Außerdem die Hochwasserrisikokarten HWRK\_R-01 und HWRK\_R-02 mit den Landnutzungskategorien im Überschwemmungsgebiet eines Extremhochwassers. Quelle: Regierungspräsidiums Darmstadt (2013).



### Legende

Wassertiefen HQ100  
 pot. Überschwemmungsfläche  
 hinter Verkehrsamm, Wall  
 und ähnlichem

> 400 cm	> 400 cm
201 - 400 cm	201 - 400 cm
101 - 200 cm	101 - 200 cm
51 - 100 cm	51 - 100 cm
1 - 50 cm	1 - 50 cm

pot. Überschwemmungsfläche das HQ100  
 hinter Verkehrsamm, Wall und ähnlichem,  
 von denen eine Schutzwirkung angenommen werden kann

- Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze eines Hochwassers mit hoher Wahrscheinlichkeit
- Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze bei HQ100
- Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze bei HQext
- stationäre Hochwasserschutzanlage
- mobile Hochwasserschutzanlage

Pegel  
 14.00 Stationierung

0 125 250 375 500 Meter

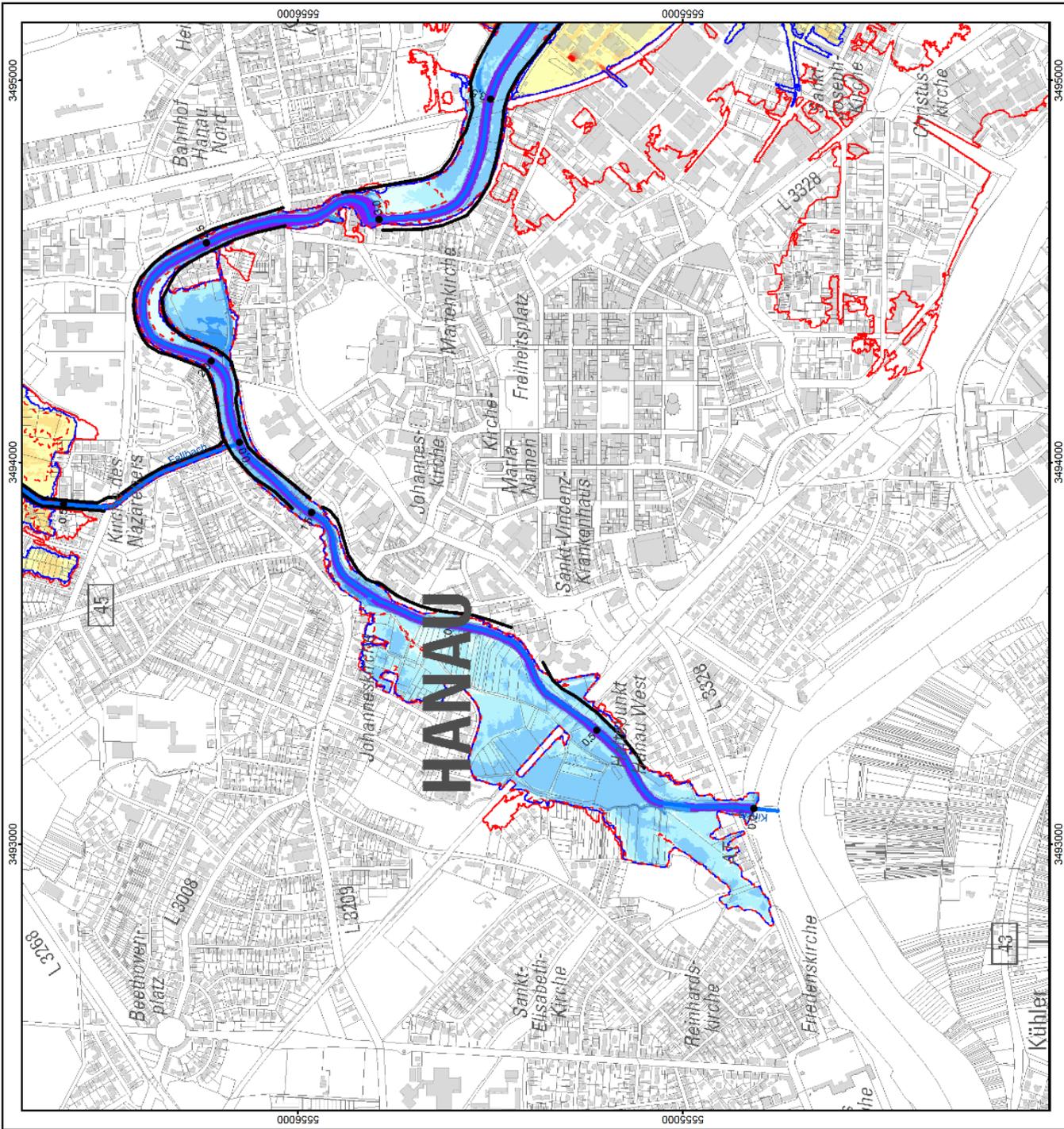
Deeregrundlage: Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation

**HESSEN**  
 Regierungspräsidium Darmstadt  
 Abteilung Arbeitsschutz und Umwelt Frankfurt  
 Dezernat IV/F 41.2 - Oberflächengewässer  
 Gullenstraße 114  
 60327 Frankfurt am Main

### Risikomanagementplan Kinzig - Kinzig -

### Gefahrenkarte

Masstab: 1:10.000  
 Datum: Oktober 2013  
 Blattserie: G - 01



**Übersicht Projektgebiet**

**Legende**

**Wasserleitf. HQ<sub>100</sub>**  
 Überschwemmungsfläche und  
 Höhe Hochwasserschutzanlage  
 und Bänke

> 400 cm	> 400 cm
201 - 400 cm	201 - 400 cm
101 - 200 cm	101 - 200 cm
51 - 100 cm	51 - 100 cm
1 - 50 cm	1 - 50 cm

pot. Überschwemmungsfläche  
 hinter Verkehrsmitt. Wall und Bänken

pot. Überschwemmungsfläche des HQ<sub>100</sub>  
 hinter Verkehrsmitt. Wall und Bänken,  
 von denen eine Schutzwirkung angenommen werden kann

Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze  
 eines Hochwassers mit hoher Wahrscheinlichkeit

Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze  
 bei HQ<sub>100</sub>

Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze  
 bei HQ<sub>100</sub>et

stationäre Hochwasserschutzanlage

mobile Hochwasserschutzanlage

Pegel

14.0 ● Stationierung

0 125 250 375 500 Meter

DEU  
 HESSEN  
 Regierungspräsidium Darmstadt  
 Abteilung Arbeitsschutz und Umwelt Frankfurt  
 Oberamt IV/F 41.2 - Oberflächengewässer  
 G 030227  
 60327 Frankfurt am Main

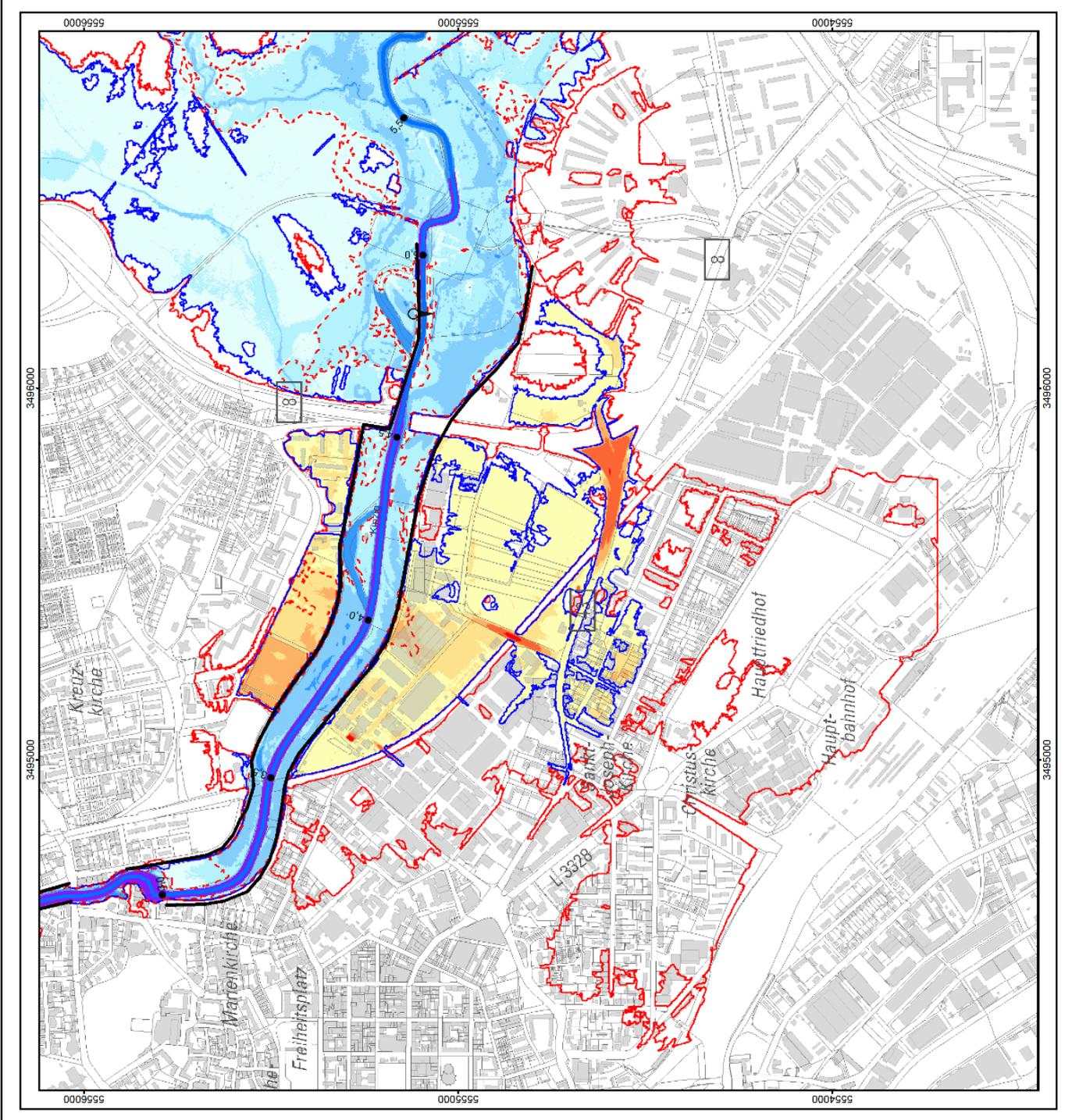
**Risikomanagementplan Kinzig  
 - Kinzig -**

**Gefahrenkarte**

Mästab: 1:10.000

Datum: Oktober 2013

Blattschnitt: **G - 02**





**Übersicht Projektgebiet**

**Legende**

**Wasserläufe HQ100**  
 Überschwemmungseffekte  
 pot. Überschwemmungseffekte  
 pot. Überschwemmungseffekte  
 hinter Hochwasserschutzanlage  
 und flussaufwärts

> 400 cm	> 400 cm
201 - 400 cm	201 - 400 cm
101 - 200 cm	101 - 200 cm
51 - 100 cm	51 - 100 cm
1 - 50 cm	1 - 50 cm

pot. Überschwemmungseffekte  
 hinter Verkehrsstamm, Wall und ähnlichen

Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze  
 eines Hochwassers mit hoher Wahrscheinlichkeit  
 bei HQ100

Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze  
 bei HQ100

Überschwemmungsgrenze / pot. Überschwemmungsgrenze  
 bei HQ100

stationäre Hochwasserschutzanlage  
 mobile Hochwasserschutzanlage

Pegel

14.0 Stationierung

0 125 250 375 500 Meter

Datenquelle: Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation

**HESSEN**  
 Regierungspräsidium Darmstadt  
 Abteilung Arbeitsschutz und Umwelt Frankfurt  
 Dezernat IV/F 41.2 - Oberflächengewässer  
 Gütleutstraße 114  
 60327 Frankfurt am Main

**Risikomanagementplan Kinzig  
 - Kinzig -**

**Gefahrenkarte**

Maßstab: 1:10.000

Datum: Oktober 2013

Blattcode: **G - 04**

