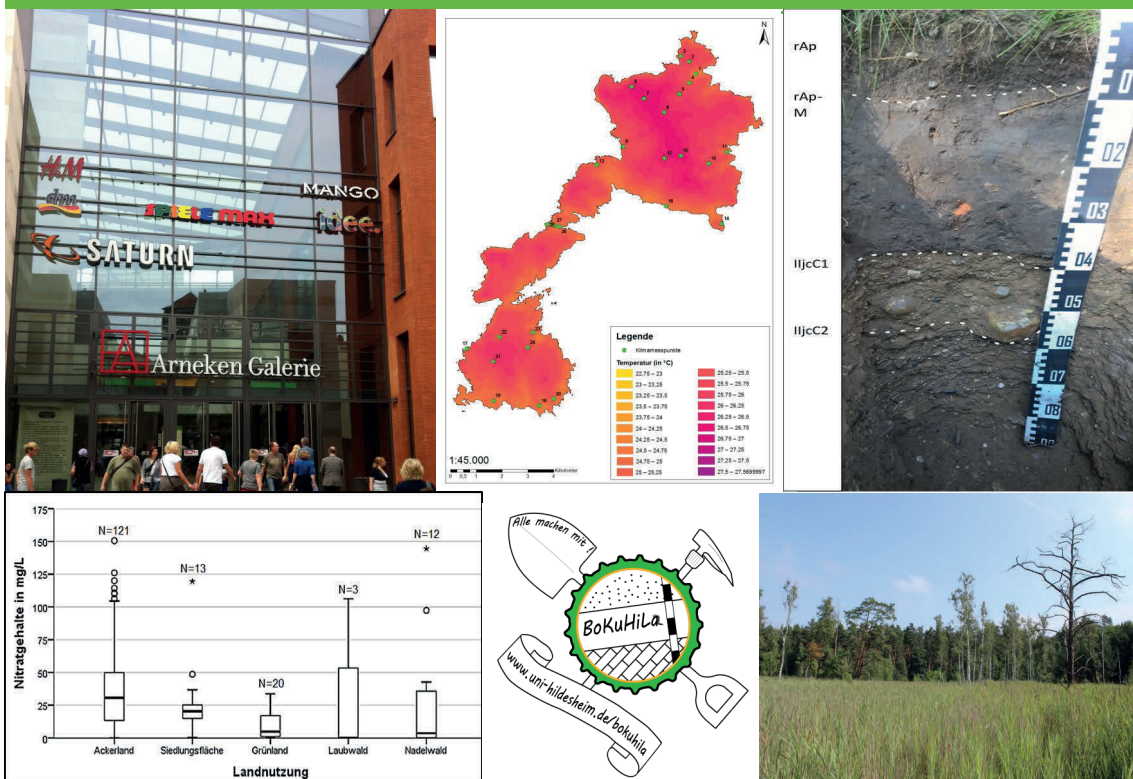


Hildesheimer Geographische Studien



Hannah Graen, Robin Stadtmann & Martin Sauerwein
Modellierung von Temperaturdaten und Temperaturveränderungen
im Nationalpark Asinara, Sardinien

Sarah Matheis, Nico Herrmann & Martin Sauerwein
Entwicklung eines Monitoringkonzeptes für Niedermoore
am Beispiel des Bergen-Weißacker Moores, Süd-Brandenburg

Martin Sauerwein, Jan-Philip Dieck & Robin Stadtmann
Urbane Böden im Kontext von Ecosystem Services

Martin Sauerwein, Julia Jaquemotte & Lars Germershausen
Ursachen der Nitratbelastung des Grundwassers
im Raum Hannover/Hildesheim

Sabine Panzer-Krause
Einkaufen in der Hildesheimer Innenstadt:
Auswirkungen der Arneken Galerie auf den innerstädtischen Einzelhandel

Robin Stadtmann, Nico Herrmann, Jasmin Karaschewski & Martin Sauerwein
Bodenbewusstsein: Hildesheimer Aktivitäten zum Jahr des Bodens 2015

2015
Band 5

Hildesheimer Geographische Studien

ISSN 2367-07

Impressum

Universitätsverlag Hildesheim

Universitätsplatz 1

31141 Hildesheim

<https://www.uni-hildesheim.de/bibliothek/universitaetsverlag-open-access/>

Erstausgabe Hildesheim 2015

Redaktion, Satz & Gestaltung: Martin Sauerwein

Druck: rauer-digital druck und medien, Marktstraße 2–3, 31167 Bockenem

ISSN 2367-0754 (Print)

ISBN 978-3-934105-70-6 (Print)

ISSN 2367-0762 (Online)

ISBN-A 10.978.3934105/706 (Online)

Online-Publikation des Bandes unter:

<https://www.uni-hildesheim.de/bibliothek/universitaetsverlag-open-access/verlagsprogramm/hildesheimer-geographische-studien/>

Herausgeber / Editor-in-Chief Hildesheimer Geographische Studien

Martin Sauerwein

Mitherausgeber / Co-Editors

Bruchmann, Ines

Graen, Hannah

Herrmann, Nico

Panzer-Krause, Sabine

Stadtman, Robin

Stiftung Universität Hildesheim

Institut für Geographie

Universitätsplatz 1

D-31141 Hildesheim

**Bezug des Bandes im Buchhandel, beim Universitätsverlag Hildesheim oder
direkt beim Herausgeber:**

Stiftung Universität Hildesheim

Institut für Geographie

Universitätsplatz 1

D-31141 Hildesheim

Tel. +49.5121.883.40700

Fax. +49.5121.883.40701

susanne.ohlendorf@uni-hildesheim.de

2015
Band 5

Hildesheimer Geographische Studien

ISSN 2367-07

INHALT

S. 1 – 27

Hannah Graen, Robin Stadtmann & Martin Sauerwein

Modellierung von Temperaturdaten und Temperaturveränderungen
im Nationalpark Asinara, Sardinien

S. 28 – 63

Sarah Matheis, Nico Herrmann & Martin Sauerwein

Entwicklung eines Monitoringkonzeptes für Niedermoore
am Beispiel des Bergen-Weißacker Moores, Süd-Brandenburg

S. 64 – 89

Martin Sauerwein, Jan-Philip Dieck & Robin Stadtmann

Urbane Böden im Kontext von Ecosystem Services

S. 90 – 110

Martin Sauerwein, Julia Jaquemotte & Lars Germershausen

Ursachen der Nitratbelastung des Grundwassers
im Raum Hannover/Hildesheim

S. 111 – 132

Sabine Panzer-Krause

Einkaufen in der Hildesheimer Innenstadt:
Auswirkungen der Arneken Galerie auf den innerstädtischen Einzelhandel

S. 133 – 140

Robin Stadtmann, Nico Herrmann, Jasmin Karaschewski & Martin Sauerwein

Bodenbewusstsein: Hildesheimer Aktivitäten zum Jahr des Bodens 2015

Modellierung von Temperaturdaten und Temperaturveränderungen im Nationalpark Asinara, Sardinien

Hannah Graen, Robin Stadtmann & Martin Sauerwein

Zusammenfassung

Der Klimawandel stellt für den Mittelmeerraum eine starke Gefährdung dar. In der vorliegenden Studie soll überprüft werden, wie sich die zukünftig erwarteten klimatischen Veränderungen auf die Temperaturverhältnisse der Nationalparkinsel Asinara, Sardinien, auswirken. Dazu wurde zunächst punkthaft die gegenwärtige Temperaturverteilung aufgenommen, analysiert und unter Verwendung der CoKriging-Methode in GIS auf das gesamte Untersuchungsgebiet interpoliert. Die daraus resultierende Karte dient als Basis, um mit Hilfe zweier Projektionen die zukünftigen Temperaturverhältnisse auf der Insel zu modellieren. Die Ergebnisse deuten auf einen beträchtlichen Anstieg der Temperaturen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts hin. Zudem wird deutlich, dass durch die in Zukunft sehr wahrscheinlich häufiger auftretenden heißen Extremphasen insbesondere die Höhenlagen betroffen sein werden.

Schlüsselwörter: Klimaveränderungen, Klimamodellierung, GIS, Mediterranraum, Nationalpark Asinara (Sardinien)

Summary

Climate change poses a strong threat to the Mediterranean Basin. In the available study it should be reviewed how the future expected climatic changes will affect the temperature conditions in the National Park island of Asinara, Sardinia. For this purpose the present temperature distribution pattern was initially recorded, analyzed and interpolated over the whole investigation area using CoKriging. The resulting map served as a basis for the following modeling of the future temperature conditions on the island by means of two projections. The outcome suggests a considerable temperature rise until the end of the 21st century. Besides it became obvious that especially higher altitudes will very likely have to face more frequent future hot extremes.

Key words: Climate change, climate modelling, GIS, Mediterranean, National Park Asinara (Sardinia)

1 Fragestellungen und Zielsetzungen

Der anthropogen verursachte Klimawandel ist in der heutigen Zeit ein nahezu unvermeidliches Thema. Seit Jahren steigt die globale Durchschnittstemperatur. Jede der letzten drei Dekaden war wärmer als irgendeine vorherige Dekade seit 1890 (IPCC 2014: 38). Das Jahr 2014 wies die höchsten globalen Durchschnittstemperaturen seit Beginn der Aufzeichnungen vor 135 Jahren auf (NOAA NCDC 2015). Vom International Panel on Climate Change (IPCC) wurde im Herbst 2014 der Fünfte Sachstandsbericht zum Klimawandel herausgegeben, welcher – abhängig von der weiteren Entwicklung der Treibhausgasemissionen – eine fortschreitende Erwärmung des Globalklimas voraussagt. Der Klimawandel bedeutet jedoch nicht nur einen Anstieg der globalen Durchschnittstemperaturen. Damit verbunden sind zahlreiche Prozesse und Wechselwirkungen, wie beispielsweise der Anstieg des Meeresspiegels, Veränderungen im Niederschlagsregime und ein vermehrtes Auftreten von Hitzewellen oder anderer extremer Wetter- und Klimaereignisse (IPCC 2014: 40 ff.). Zudem lassen sich die globalen Veränderungen nicht ohne weiteres auf regionale und lokale Skalen herunterrechnen, sondern das Klima kann sich auf

diesen Ebenen sehr unterschiedlich ausprägen (LATIF 2012: 52). Dies muss beispielsweise mit Hinblick auf Anpassungsstrategien bedacht werden.

Der Mittelmeerraum gilt als einer von 25 Biodiversitäts-Hotspots weltweit (MYERS et al. 2000: 854). Als solcher ist er durch den Klimawandel stark gefährdet, insbesondere, da das mediterrane Klima eine hohe Sensitivität aufweist und bereits kleine Veränderungen signifikante Folgen für das regionale Klima bedeuten können (JACOBET 2000: 22). Diverse Studien belegen eine Veränderung der klimatischen Verhältnisse im Mittelmeerraum im letzten Jahrhundert. So weist beispielsweise GIORGI (2002) einen Erwärmungstrend nach, während ALPERT et al. (2002) eine Abnahme des Gesamtniederschlags sowie einen deutlichen Wandel in der Niederschlagsverteilung dokumentieren. Für Italien stellen BRUNETTI et al. (2006) einen positiven Temperaturtrend sowie einen abnehmenden, jedoch kaum signifikanten Trend der Niederschlagswerte in den letzten 200 Jahren fest.

Auch in Hinblick auf die Zukunft wird von einer Fortsetzung dieser Trends ausgegangen. Von GIORGI (2006) wurde der Mittelmeerraum als einer der zwei markantesten Klimawandel-Hot-Spots weltweit identifiziert. Zu dieser Einstufung tragen vor allem die projizierte starke Abnahme des Niederschlags sowie die Zunahme der Niederschlagsvariabilität in der Trockenzeit bei (bezogen auf die Differenz zwischen den 20-Jahres-Perioden 1960 – 1979 und 2080 – 2099; GIORGI 2006: 2). Ähnliche Veränderungen in Bezug auf die Niederschläge zeigen die Simulationen von GIBELIN & DÉQUÉ (2003), GAO et al. (2006) und GIORGI & LIONELLO (2008). GIBELIN & DÉQUÉ (2003) weisen in ihrer Studie, wie auch HERTIG & JACOBET (2008), PLANTON et al (2012) und SOMOT et al. (2008), auf eine deutliche Temperaturzunahme bis zum Ende des 21. Jahrhunderts hin.

Für Sardinien selbst liegen bisher nur wenige Studien vor. Jedoch zeigen auch diese dieselben Muster: CORSALE (2011) beobachtete eine Abnahme der Niederschläge von 1922 – 1991, die Simulationen von PIRAS et al. (2014) weisen auf eine weitere Verringerung der Niederschlagsmengen sowie eine Temperaturerhöhung bis 2070 hin.

Inwieweit sich der Klimawandel auf die Biodiversität auswirken könnte, wird unter anderem im Projekt „Einfluss von Beweidung, Pedosphäre, Relief und Klimawandel auf die Biodiversität im Nationalpark Asinara (Sardinien)“ untersucht. In dessen Rahmen beschäftigt sich eine interdisziplinäre Forschergruppe aus Biologen und Geographen der Universität Hildesheim mit den Wechselwirkungen zwischen Klima, Pedosphäre, Relief, Beweidung und Biodiversität in mediterranen Ökosystemen und versucht eine Aussage darüber zu treffen, inwiefern sich diese Wechselwirkungen im Zuge des Klimawandels verändern könnten. Projektgebiet ist die Insel Asinara, welche vor der nordwestlichen Küste Sardinien gelegen ist. Die ehemalige Gefängnis- und heutige Nationalparkinsel zeichnet sich vor allem durch eine hohe Phytodiversität, eine hohe Anzahl an Weidetieren sowie eine hochgradige Gefährdung durch den Klimawandel aus (DRISSEN et al. 2014: 2). Die Ergebnisse des Projektes sollen dazu dienen, ein Konzept zu entwickeln, das die Diversität und die charakteristischen Lebensräume des Nationalparks Asinara auch unter Berücksichtigung des gegenwärtigen Klimawandels zu erhalten vermag.

Dazu sollen folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

- Wie stellt sich die mikroklimatische Gliederung der Insel Asinara dar?
- Mit welchen lokalen Klimaveränderungen ist in Zukunft zu rechnen?

Um Aussagen über zukünftige Klimaveränderungen treffen zu können, ist es zwingend notwendig, zunächst die gegenwärtigen Bedingungen zu analysieren. Eine Aufnahme der Temperatur an 27 Messstellen über den Zeitraum von einem Jahr stellt die Grundlage der Untersuchungen dar. Auf Basis dieser Daten wird eine mikroklimatische Gliederung Asinaras angefertigt. Mithilfe möglichst hochauflösender Klimaprojektionen wird darauf aufbauend versucht, das zukünftige Lokalklima im Untersuchungsgebiet darzustellen (vgl. Abb. 1).

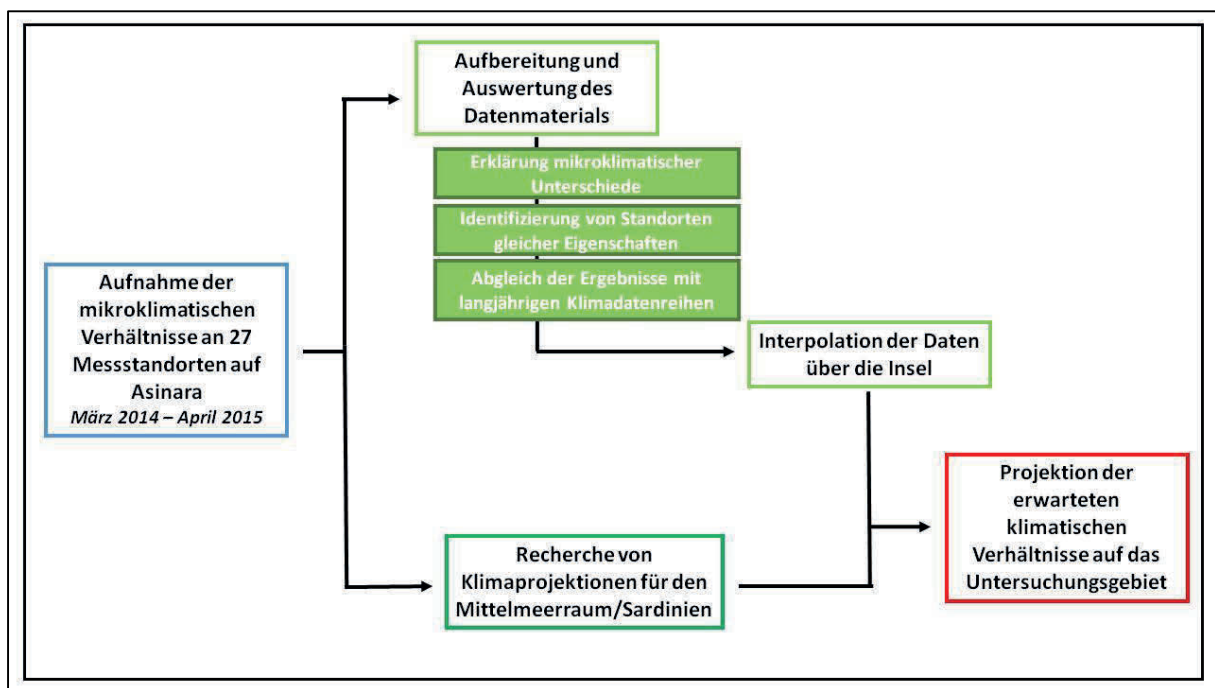


Abb. 1: Methodisches Vorgehen.

2 Klimawandel

Das Klima der Erde zeigt seit Beginn des 20. Jahrhunderts deutliche Erwärmungstendenzen, welche nicht auf natürliche Ursachen zurückzuführen sind (LATIF 2012: 44 ff.): Seit 1900 beträgt der Temperaturanstieg in der Nähe der Oberfläche global betrachtet etwa $0,7\text{ }^{\circ}\text{C}$, gemittelt über die Nordhalbkugel $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (LATIF 2012: 16). Dabei ist der Erwärmungstrend in den letzten 50 Jahren deutlich stärker ausgeprägt, als zu Beginn des 20. Jahrhunderts (LATIF 2012: 137). Es ist davon auszugehen, dass dieser extreme Temperaturanstieg zu mehr als der Hälfte vom Menschen verursacht ist, wenn auch die natürlichen Schwankungen die Quantifizierung des genauen Anteils erschweren (LATIF 2012: 16 f.). Ursächlich hierfür ist der anthropogen verursachte Anstieg der Treibhausgase, insbesondere von Kohlendioxid (CO_2), aber auch anderer Gase wie Methan (CH_4) oder Ozon (O_3) seit Beginn der Industrialisierung, die den natürlichen Treibhauseffekt verstärken und so zu einer Erwärmung der Erdoberfläche beitragen (LATIF 2009: 58, LATIF 2012: 6 f.).

Im Mittelmeerraum ist seit 1970 eine Tendenz zur Erwärmung belegt (WAGNER 2011: 122). Diese ist jedoch keinesfalls im gesamten Gebiet gleichmäßig ausgeprägt, sondern zeigt regionale Unterschiede (HOFRICHTER 2001: 182). Die Veränderungen sind auch saisonal verschiedenlich: In den meisten Regionen des Mittelmeeres werden vor allem die Sommer heißer. Im westlichen Mittelmeer ist zusätzlich eine Erwärmung im Frühjahr zu beobachten, im Osten hingegen kristallisieren sich Abkühlungstendenzen heraus, vor allem durch kältere Frühjahre, aber auch vereinzelt kältere Winter (HOFRICHTER 2001: 182). Der Fünfte Sachstandsbericht des IPCC weist darauf hin, dass seit 1950 in ganz Europa ein Anstieg warmer Tage und Nächte besteht („very likely“, d. h. zu einer Wahrscheinlichkeit von 90 – 100%; IPCC 2013a: 36/1264), wohingegen die Zahl der kalten Tage und Nächte im selben Zeitraum zurückgegangen ist (IPCC 2013a: 1264). Direkte Folge dieser Erwärmung ist eine gesteigerte Verdunstung (WAGNER 2011: 122). Hierdurch wiederum werden trockenere Bodenverhältnisse beeinflusst, so dass es zu einer Verstärkung von Hitzewellen kommen kann (IPCC 2013a: 1264).

In Bezug auf die Niederschlagsmengen werden im 20. Jahrhundert vor allem saisonale Veränderungen deutlich, während sich die Summe der Jahresniederschläge kaum ändert (ALLEN 2001: 36, HOFRICHTER 2001: 182). Dabei zeichnen sich im Allgemeinen Winter und Frühjahr durch Abnahmen der Niederschlagsmengen aus, im Herbst nehmen die Niederschläge hingegen zu. Allerdings treten auch

hier wieder regionale Unterschiede zutage (HOFRICHTER 2001: 179 ff.). Zudem lässt sich innerhalb der letzten 40 Jahre eine Zunahme in Intensität und Frequenz extremer Niederschlagsereignisse feststellen. Diese treten insbesondere im Winter auf (IPCC 2013a: 1264).

Neben der Veränderung der Parameter Temperatur und Niederschlag ist jedoch auch eine Zunahme damit zusammenhängender atmosphärischer Extremereignisse im Mittelmeerraum zu verzeichnen. Obwohl in der Summe der Niederschläge kaum eine Veränderung zu erkennen ist, gibt es trotzdem Anzeichen, dass die Intensität und Frequenz von Dürreperioden seit Mitte des 20. Jahrhunderts zugenommen hat (IPCC 2013a: 50/219). Ebenso zeichnet sich im westlichen Mittelmeerraum auch ein häufigeres Auftreten von Überschwemmungen in den vergangenen 50 Jahren ab, welche im Ausmaß sämtliche seit 1900 aufgezeichneten Ereignisse übertrafen (IPCC 2013a: 112).

Diese bisher beobachteten Veränderungen sind vor allem aus dem Grunde beunruhigend, dass sich das mediterrane Klima durch eine hohe Sensitivität auszeichnet. Laut JACOBET können „bereits relativ kleine Veränderungen im Prozessgeschehen oder in den Randbedingungen des Klimasystems [...] signifikante Auswirkungen im regionalen Klima induzieren“ (2000: 22). Eine besondere Brisanz erhält dieser Umstand durch die Tatsache, dass vor allem Veränderungen in der Wasserbilanz für ein Gebiet wie den Mittelmeerraum mit seinen wechselfeuchten Bedingungen weitreichende Folgen nach sich ziehen können, sowohl in Hinblick auf den Naturhaushalt als auch auf Nutzungspotenziale (JACOBET 2000: 22). Die Erkenntnisse des Fünften Sachstandberichtes des IPCC zeigen, dass diese Veränderungen in der Wasserbilanz sehr wahrscheinlich sind: Durch eine Ausweitung der Hadley-Zirkulation werden Niederschläge im Mittelmeerraum verhindert, was zu erhöhter Trockenheit und großflächigen Dürren führen kann (IPCC 2013a: 1080). Dieses Szenario gilt als wahrscheinlich, wenn die Temperaturen auf globaler Ebene weiter ansteigen (IPCC 2013a: 45). Zudem zeigen die meisten Simulationen eine Verlängerung der Trockenphasen (IPCC 2013a: 1086). Auch auf regionaler Ebene zeigen die Projektionen des IPCC für den Zeitraum von 2016 bis 2035 einen Anstieg der Durchschnittstemperaturen der Monate Juni, Juli und August um 0,6 bis 1,5 °C für ganz Europa. Über der Landfläche des Mittelmeerraumes werden sich diese Veränderungen besonders stark ausprägen (IPCC 2013a: 991).

3 Das Untersuchungsgebiet

Die Isola dell'Asinara liegt vor der nordwestlichen Spitze Sardinien zwischen 40° 59' und 41° 07' nördlicher Breite und 4° 15' und 4° 06' östlicher Breite (UNESCO 2006). Die etwa 51,9 km² große Insel wird durch die Meerenge von Fornelli von Sardinien getrennt. Bei einer Länge von 17,4 km Luftlinie variiert die Breite Asinaras zwischen 290 m am schmalsten Punkt bei Cala di Scombro und 6,4 km im nördlichen Teil (PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA 2012a). Den höchsten Punkt der Insel markiert Punta della Scomunica im Norden der Insel mit 408 m (UNESCO 2006). Ab 1885 bis zur Ausweisung des Nationalparks wurde Asinara als Gefängnisinsel genutzt und beherbergte während des 2. Weltkrieges österreichisch-ungarische und serbische Kriegsgefangene, in der darauffolgenden Zeit diente sie als Hochsicherheitsgefängnis (PULINA & MELEDDU 2012: 49). Feste Bewohner gibt es auf der Insel heute nicht. Ein Besuch Asinaras ist möglich, jedoch sind nur bestimmte Bereiche für Besucher freigegeben, zu den ökologisch wertvollsten Bereichen ist der Zutritt komplett verboten (PULINA & MELEDDU 2012: 49).

Durch seine Lage lässt sich das Untersuchungsgebiet ökozonale winterfeuchten Subtropen zuordnen, die sich insbesondere durch den Kontrast zwischen heißen, trockenen Sommern und kühlen, feuchten Wintern, welche die höchsten Niederschlagsmengen im Jahresgang aufweisen, auszeichnen (ALLEN 2001: 25, BLONDEL & ARONSON 1999: 21, HÄCKEL 2008: 324, HOFRICHTER 2001: 175, SCHULTZ 2002: 226, WAGNER 2011: 119). Die sommerliche Trockenzeit setzt in der Regel Anfang Mai ein und dauert bis Ende September bzw. Anfang Oktober (ROTHER 1984: 25), die winterliche Regenzeit beginnt zumeist im Oktober und dauert an bis März (ALLEN 2001: 28, HOFRICHTER 2001: 197). Während Sommer und Winter deutlich ausgeprägt sind, treten Frühling und Herbst nur als kurze Übergangsjahreszeiten auf (ROTHER 1984: 23 f.).

Insgesamt sind die klimatischen Verhältnisse jedoch nicht einheitlich, sondern können sowohl regional als auch lokal sehr unterschiedlich ausgeprägt sein (ALLEN 2001: 25, BLONDEL & ARONSON 1999: 21 f., HOFRICHTER 2001: 182, LIONELLO et al. 2012: xli). Ursache dafür sind die Wechselwirkungen zwischen den atmosphärischen Verhältnissen und der groß- und kleinräumigen Verzahnung von Land und Wasser sowie dem Relief und der orographischen Komponente (ALLEN 2001: 25/33, LIONELLO et al. 2012: xli, WAGNER 2011: 119).

Zusätzlich zur räumlichen Variation der klimatischen Verhältnisse besteht zudem eine zeitliche Variation. So stellte MAHERAS im westlichen Mediterranraum einen Wechsel feuchterer und trockenerer Phasen fest und konnte somit eine Periodizität des Niederschlages von etwa 20 Jahren nachweisen. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die jährlichen Variationen nicht zwangsläufig in den Niederschlagsmengen der einzelnen Saisons deutlich werden müssen (MAHERAS 1988: 189). Für Südwest-Sardinien ist dieser Umstand beispielsweise bei VACCA et al. belegt, die in ihrem Untersuchungsgebiet Is Olias im Zeitraum von 1993 bis 1997 Jahresniederschlagsmengen zwischen 347,4 mm und 653,1 mm nachgewiesen haben (VACCA et al. 2000: 75). Auch CORSALE spricht von einer starken interanuellen Variabilität auf Sardinien (CORSALE 2011). Abhängig sind diese Variationen von einem Vorherrschen meridionaler (erhöhter Niederschlag) bzw. zonaler (verringertes Niederschlag) Zirkulationen (MAHERAS 1988: 189).

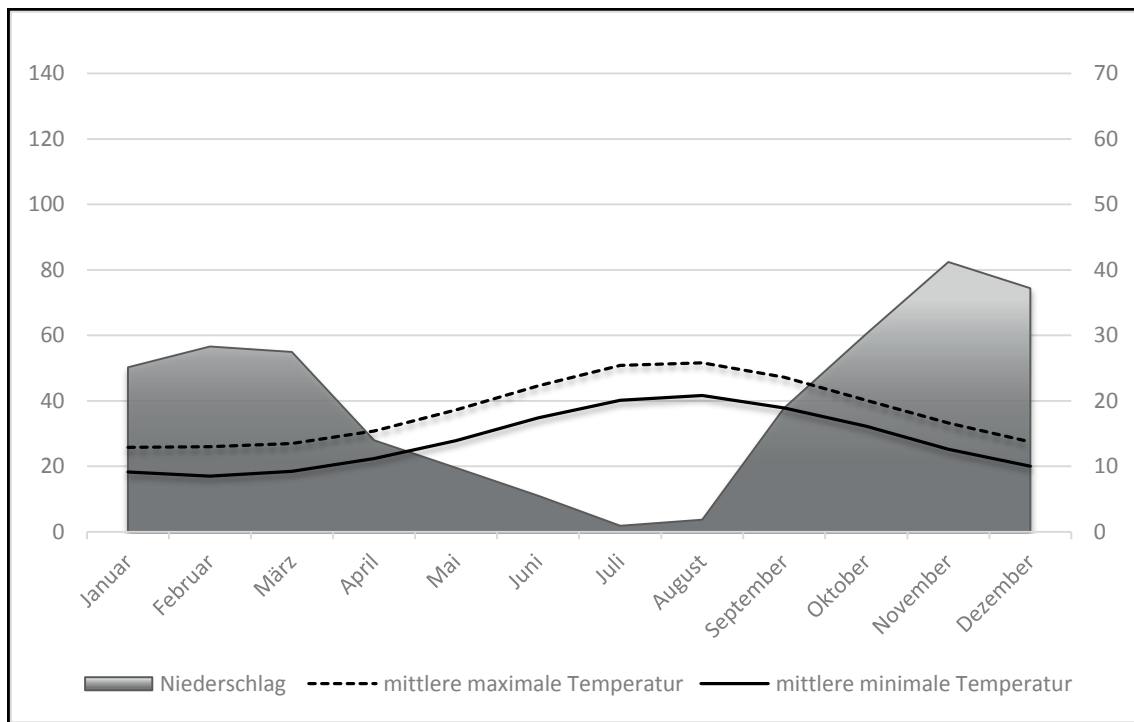


Abb. 2: Klimaverhältnisse auf Asinara, gemessen 1971 – 1976. Datengrundlage: MINISTERO DELLA DIFESA 2013.

Für Asinara selbst liegen Informationen bezüglich des Klimas vom PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA vor: Demzufolge wird das Klima als semiarid bezeichnet. Die Niederschlagswerte gehören zu den niedrigsten auf ganz Sardinien und erreichen nur selten einen Jahresdurchschnitt von 500 mm (PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA 2012a). Messwerte der Klimastation in Fornelli (Asinara), welche für den Zeitraum von 1961 bis 1976 vorliegen, weisen einen mittleren Jahresniederschlag von 480 mm für die Insel aus. Damit liegen die Niederschlagsmengen nur wenig über denen der Provinz Foggia/Apulien, die als die geringsten in ganz Italien gelten (HOFRICHTER 2001: 114, MINISTERO DELLA DIFESA 2013). Als trockenste Monate erweisen sich hierbei mit Abstand der Juli (1,8 mm) und der August (3,7 mm), während die

höchsten Niederschlagsmengen mit 82,4 mm im November verzeichnet sind. Im Gegensatz zum Niederschlag treten die höchsten Temperaturen im Juli und August auf. Bei Betrachtung des aus den Daten abgeleiteten Klimadiagramms ergeben sich entsprechend aride Verhältnisse für den Zeitraum von Mitte April bis Mitte September, während der Rest des Jahres eher humid geprägt ist (vgl. Abb. 2; MINISTERO DELLA DIFESA 2013). In Bezug auf die Temperaturen zeigt sich der Februar als kältester Monat mit Durchschnittswerten von 10 °C, während der August mit einer Durchschnittstemperatur von 23 °C als wärmster Monat rangiert (PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA 2012a).

4 Material und Methoden

4.1 Datengrundlagen

Im Frühjahr 2014 wurden Mikroklima-Datenlogger (iButton DS1923-F5# Hydrochron Temperature & Humidity) der Firma Maxim Integrated Products (USA) an 27 über die Insel verteilten Messpunkten ausgebracht. Die Verteilung der Datenlogger orientierte sich an von Ost nach West und von Nord nach Süd verlaufenden Transekten. Des Weiteren wurde auch ein hypsometrischer Gradient abgebildet (zum Standort der einzelnen Messpunkte bzw. zur Lage der Transekte vgl. Abb. 3). Die Messung erfolgte von Mitte März 2014 bis Anfang April 2015.

Neben diesen selbst aufgenommenen Daten wurde auf die Daten der Klimastation Fornelli im Süden der Insel zurückgegriffen (mittlere Lufttemperatur in °C, gemessen in 2 m Höhe). Gemessen wird nach den Standards der World Meteorological Organization (WMO; PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA 2012b).

Zur Einordnung der Klimaverhältnisse des Untersuchungsjahres in den Kontext langjähriger Zeitreihen wurden die 30-jährigen Mittel der Standorte Stintino, Porto Torres und Alghero herangezogen. Diese entstammen einem Klimamodell mit über 220 Millionen Datenpunkten, welche eine Auflösung von 30 Bogensekunden aufweisen. In das Modell fließen die Daten von zahlreichen Wetterstationen weltweit ein. Der Zeitraum der Messungen reicht von 1982 bis 2012 (CLIMATE-DATA.ORG o. J. a).

Ein Satellitenbild der Insel Asinara sowie ein Digitales Geländemodell (DGM) derselbigen stellten die Grundlagen für die Modellierung der mikroklimatischen Gliederung dar (REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015, SARDEGNA GEOPORTALE 2008). Des Weiteren ein Punkt-Shapefile, welches die Verteilung der Messpunkte auf der Insel mittels GPS-Daten angibt. Das Rasterdatenset des DGM bietet eine räumliche Auflösung von 5 m.

Für die Projektion der zukünftigen Klimaverhältnisse wurden zwei verschiedene Projektionen verwendet: Zum einen die Berechnungen des IPCC aus dem AR5, zum anderen die Ergebnisse des EU-Projektes ENSEMBLES für den Mittelmeerraum. Die Projektionen des IPCC beziehen sich auf den Bereich Mittelmeerraum und Südeuropa. Verwendet wurden die Berechnungen für das RCP4.5-Szenario. Die Auflösungen der zugrunde liegenden Modelle stellen sich insgesamt relativ grob dar ($\geq 64 \times 128$; IPCC 2013a: 1313, MIAO et al. 2014: 3). Betrachtet wird der Zeitraum 2081 – 2100 (IPCC 2013a: 1313). Aus dem Projekt ENSEMBLES wurden die Simulationen für den Mittelmeerraum ausgewählt. Die Berechnung dieser erfolgte durch 15 regionale Klimamodelle (RCMs) mit einer Auflösung von 25 km (CHRISTENSEN et al. 2009: 48/52, VAN DER LINDEN & MITCHELL 2009: 8). Alle Modelle decken den Zeitraum von 1950 – 2050 ab, viele laufen sogar bis 2100 (GOODESS et al. 2009: 59). Die ausgewählten Projektionen sind einer Studie des Projektes entnommen, welche bei PLANTON et al. (2012) vorgestellt wird. Das für diese Studie ausgewählte Ensemble deckt durch seine Simulationsgebiete den gesamten Mittelmeerraum ab und besteht aus sechs RCMs. Die Projektionen wurden für den Zeitraum 2071 – 2100 berechnet. Vorausgesetzt wird eine Entwicklung nach dem A1B-Szenario (PLANTON et al. 2012: 454 f.). Die bei den verwendeten Projektionen zugrunde gelegten Szenarien geben globale Entwicklungen im mittleren Erwartungsbereich vor.

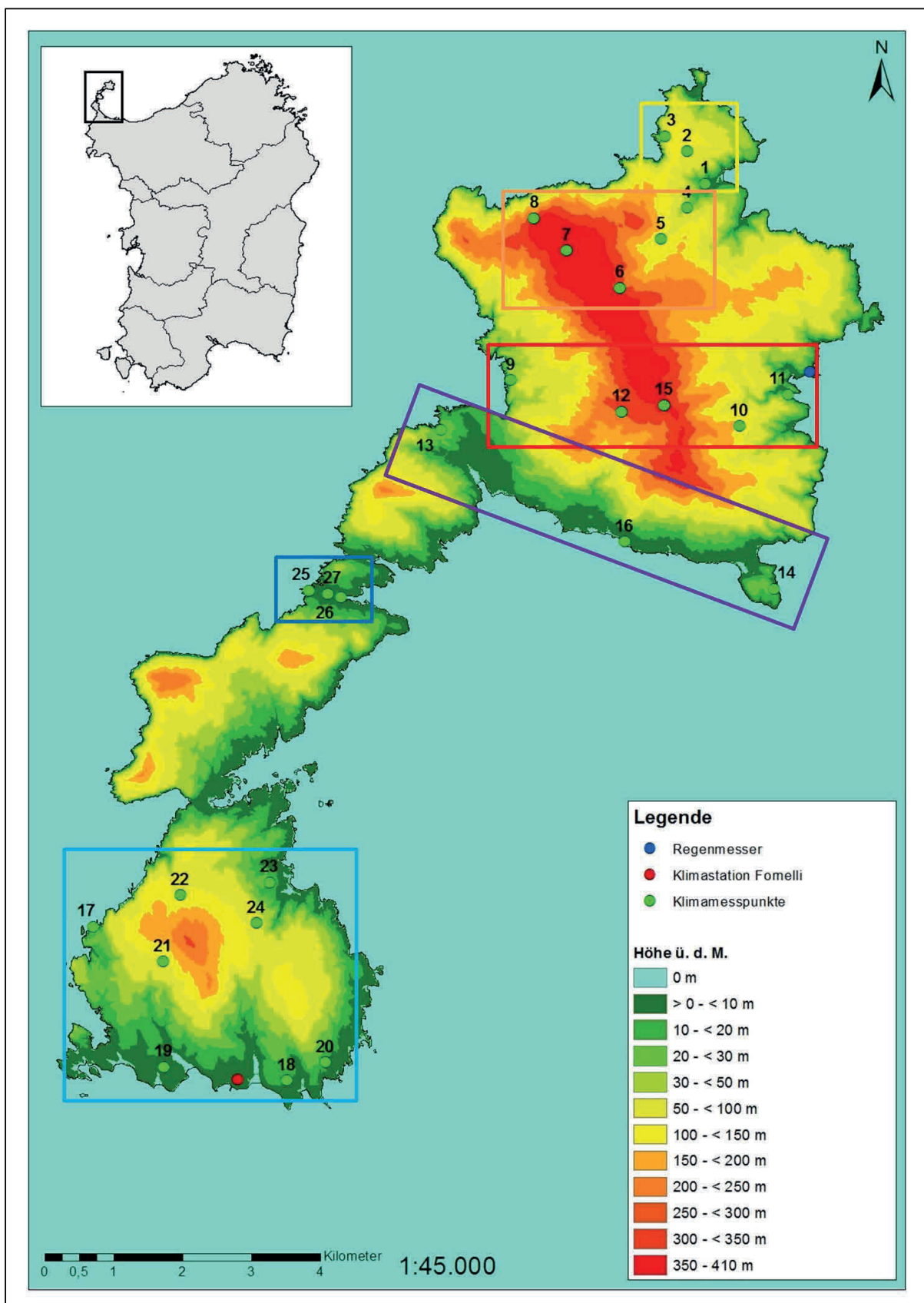


Abb. 3: Standorte der Klimamesspunkte sowie der Klimastation in Fornelli und des Regenmessers in Cala d'Oliva. Die Kästen markieren die einzelnen Transekte: Gelb = Transekt 1, orange = Transekt 2, rot = Transekt 3, violett = Transekt 4, dunkelblau = Transekt 5, hellblau = Südtransekte. Datengrundlage: GLOBAL ADMINISTRATIVE AREAS o. J., REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015.

4.2 Methodisches Vorgehen

Die Messung der iButtons erfolgte im Zeitraum einer Feldkampagne von Anfang März bis Anfang August im stündlichen Rhythmus, in der darauffolgenden Zeit im Sechsstundenrhythmus (0, 6, 12, 18 Uhr). Durch die Verteilung der Datenlogger entlang der in Kapitel 4.1 erwähnten Transekte kann eine räumliche Verteilung der unterschiedlichen Mikroklimata verdeutlicht werden. Zur Einordnung der selbst aufgenommenen Daten in längere Klimadatenreihen wurden die Daten der Klimastation in Fornelli (Messzeitraum 2006 bis 2013) herangezogen.

In Bezug auf die mediterranen Jahreszeiten wurde eine Dreiteilung des Jahres gewählt:

- sommerliche Trockenzeit: 1. Mai – 30. September (MJJAS)
- winterliche Regenzeit: 1. Oktober – 31. März (ONDJFM)
- Frühjahr/Reifezeit: 1. – 30. April (A)

Das meteorologische Jahr ist hingegen wie folgt gegliedert:

- Frühjahr: 1. März – 31. Mai (MAM)
- Sommer: 1. Juni – 31. August (JJA)
- Herbst: 1. September – 30. November (SON)
- Winter: 1. Dezember - 28. Februar (DJF; DWD 2015).

Diese doppelte Einteilung ist geboten, da zur Darstellung des Mikroklimas auf Asinara im Rhythmus der örtlichen, also der mediterranen, Jahreszeiten gearbeitet werden sollte. Da jedoch die meisten Klimawandelsimulationen von den meteorologischen Jahreszeiten ausgehen und die daraus abgeleiteten Projektionen unerlässlich für eine Modellierung des zukünftigen Klimas auf Asinara sind, wurde parallel auch mit dieser Aufteilung gearbeitet.

Die in Tagesmittelwerte umgerechneten Messwerte wurden sowohl in der Darstellung als Temperaturkurve, als Box-und-Whisker-Plots sowie als Mittelwerte analysiert. Bei der Mittelwertberechnung wurden verschiedene Zeiträume angelegt, zum einen Kernjahreszeiten (JJA, DJF sowie A), zum anderen typische Wochen, welche die typischen Verhältnisse der sommerlichen Trockenzeit (07.-13.06.2014) bzw. der winterlichen Regenzeit (04.-10.02.2015) wiedergeben sollten. Die aus der Berechnung der Mittelwerte resultierenden Ergebnisse bilden zudem die Grundlage für die Modellierung der mikroklimatischen Gliederung. Da davon auszugehen ist, dass die Ausprägungen der Klimaparameter durch die topographischen Charakteristika am Standort beeinflusst werden, fand auch eine Auswertung hinsichtlich der Variablen Höhe ü. d. M., Entfernung vom Meer, Exposition, Inklination und Vegetation statt.

Da das Klima im Mittelmeerraum eine sehr starke zeitliche Variabilität aufweist (vgl. Kap. 3), wäre es falsch davon auszugehen, dass die Datenreihe eines Jahres ausreicht, um von dieser auf das zukünftige Klima zu schließen. Stattdessen ist es nötig, diese Zeitreihe in den Kontext langjähriger Klimabeobachtungen zu stellen, um Aussagen darüber treffen zu können, ob das beobachtete Jahr beispielsweise ein besonders trockenes/feuchtes oder warmes/kaltes Jahr war. Erst dann lassen sich die Ergebnisse einer Klimaprojektion auf Grundlage dieser Daten richtig interpretieren. Da eine längere Datenaufnahme nicht möglich war, wurde die Aussage über die klimatischen Verhältnisse des beobachteten Jahres mit Hilfe der Datenreihen der Klimastation in Fornelli (2006 – 2013) getroffen (vgl. Abb. 5).

Grundlage für die Modellierung der mikroklimatischen Gliederung bilden die Mittelwerte der Kernjahreszeiten (JJA, DJF), welche die Verhältnisse der sommerlichen Trocken- bzw. winterlichen Regenzeit am besten repräsentieren. Um eine Verteilung des Mikroklimas auf Asinara darstellen zu können, bedurfte es einer räumlichen Interpolation der Werte der 27 Messpunkte über die gesamte Insel. Hierfür wurden die Messpunkte zunächst auf Grundlage ihrer Ausprägungen der topographischen Eigenschaften Höhe ü. d. M., Entfernung zum Meer, Exposition, Inklination sowie der Vegetation mit Hilfe

des Geographischen Informationssystems ArcGIS 10.1 der Firma ESRI Inc. repliziert. Die endgültige Verteilung der Messpunktreplikate ist Abbildung 4 zu entnehmen.

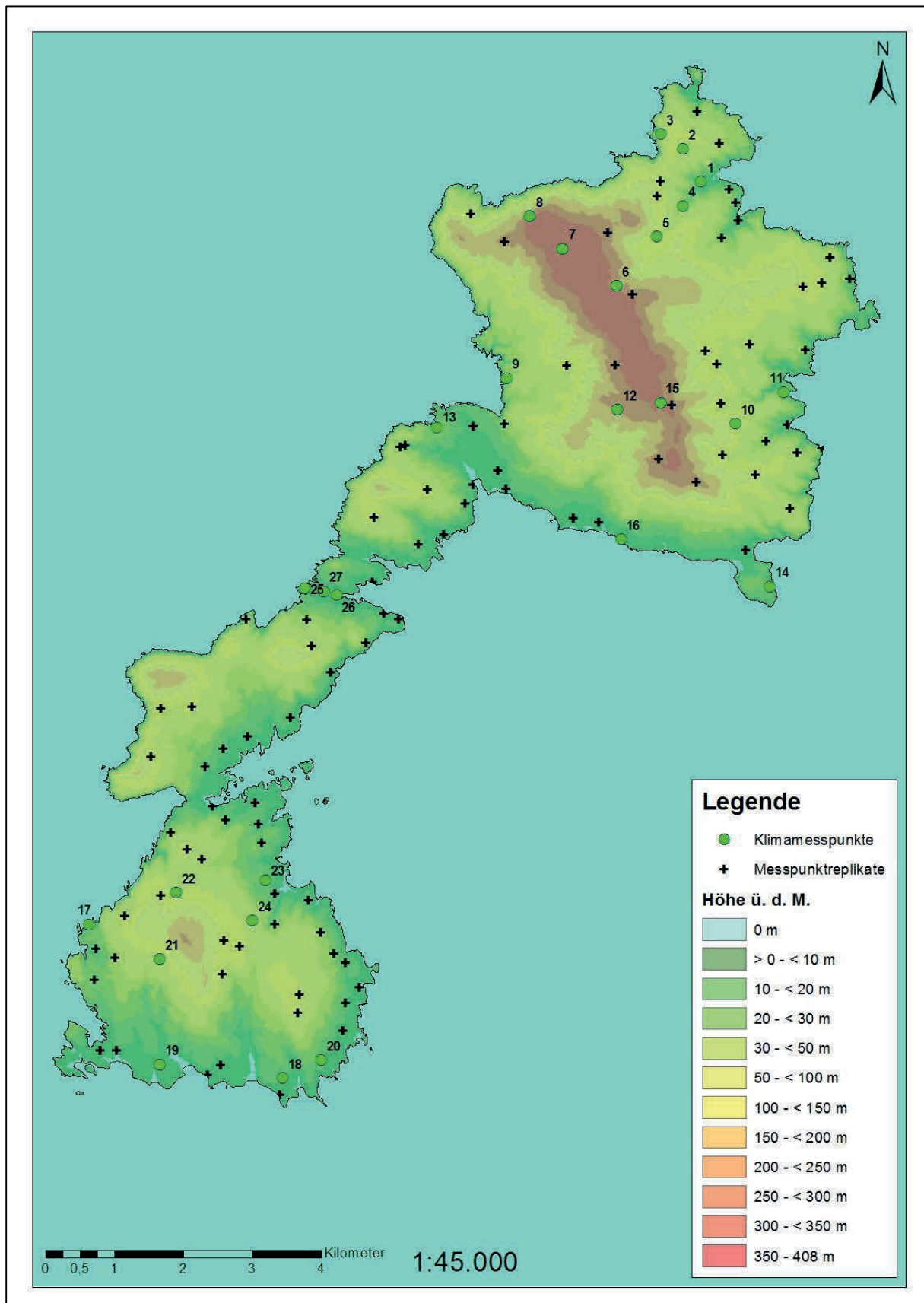


Abb. 4: Verteilung der Messpunktreplikate. Datengrundlage: REGIONE AUTONOMA DELLA SARDEGNA 2013.

Die Interpolation der Temperaturwerte erfolgte anschließend in ArcGIS mittels CoKriging unter Einbezug der Höhenlage, wie beispielsweise bei SLUITER (2009: 15), ZARE CHAHOUKI (2014: 2) und CHIU et al. (2009: 346) beschrieben. Dies war möglich, da durch Berechnung der Rangkorrelation nach SPEARMAN ein signifikanter Zusammenhang zwischen Höhenlage und Temperatur festgestellt werden konnte (vgl. Tab. 1). Die Modellierung der zukünftig erwarteten Klimaveränderungen erfolgte nach denselben Überlegungen, die auch zur Interpolation der im Gelände erhobenen Daten der gegenwärtigen Situation angestellt wurden. Die Temperaturwerte, die als Basis für die Projektion dienen, werden durch Summierung der im Untersuchungszeitraum erhobenen Jahreszeitenmittelwerte der einzelnen Messpunkte und der erwarteten Temperaturveränderungen ermittelt und die so erhaltenen Werte mittels CoKriging über das Untersuchungsgebiet interpoliert. In den Projektionen wird stets ein Wertebereich angegeben, in welchem sich die erwartete Veränderung der Parameter bewegt, kein Einzelwert. Das bedeutet beispielsweise für die Temperatur in den Monaten Juni bis August einen Anstieg von 2 – 3°C nach der Projektion des IPCC (2013b; Szenario A1B, 2081 – 2100, 50%-Perzentil). Hier wurde jeweils der höhere Wert für die Ermittlung der zukünftigen Zustände genutzt, um den größtmöglichen Bereich der Veränderungen abzudecken.

Tab. 1: Berechnung der Korrelation zwischen Temperatur und den Messpunktcharakteristika (Rangkorrelation nach SPEARMAN).

	Mittelwerte Temperatur JJA	Mittelwerte Temperatur DJF
Höhe ü. d. M.	-0,421* Signifikanz: 0,041	-0,649** Signifikanz: 0,001
Exposition		
Inklination	-0,431* Signifikanz: 0,036	
Vegetation		

5 Räumliche Temperaturverteilung

Insgesamt zeigt die Auswertung der Temperaturdaten, dass ein deutlicher Unterschied zwischen Küstenstandorten und Höhenlagen besteht: Während der Reife- sowie der winterlichen Regenzeit ergeben sich bei den Messpunkten in Küstenlage die höchsten Werte, die niedrigsten Werte sind grundsätzlich bei den hoch gelegenen Standorten zu verzeichnen. Zudem lassen sich die Werte der weiter im Binnenland lokalisierten, jedoch niedriger gelegenen Messpunkte hauptsächlich im mittleren Bereich zwischen Küstenstandorten und Höhenlagen einordnen.

Während der sommerlichen Trockenzeit hingegen stellt sich die Situation anders dar: Die Temperaturkurven zeigen häufige starke Ausschläge in Richtung höherer Temperaturen, sodass die Höhenlagen hier an bestimmten Tagen teilweise die Spitzenwerte erreichen. Auch die Box-und-Whisker-Plots zeigen deutliche Extremwerte. Bei Betrachtung der Mittelwerte der typischen Wochen ist sogar festzustellen, dass die Höhenlagen in der sommerlichen Trockenzeit mit die höchsten Durchschnittswerte zeigen.

Zunächst ist zu bedenken, dass die Küstenstandorte zumeist auch die am niedrigsten gelegenen Standorte darstellen und Asinara in Richtung Inselinneres ansteigt (auf dem Nordteil stärker als auf dem Südteil). Somit lässt sich die Verteilung der Temperaturen durch den hypsometrischen Höhen- oder Temperaturgradienten erklären. Dieser sagt aus, dass die Lufttemperatur mit zunehmender Geländehöhe abnimmt (BENDIX 2004: 95, WEISCHET & ENDLICHER 2008: 108). In den Mittelbreiten, zu welchen der Mittelmeerraum zählt, liegt die mittlere Temperaturabnahme pro 100 m Höhenunterschied bei etwa 0,6 °C (LESER 2011: 1037). Somit wird der grundsätzliche Temperaturunterschied verständlich. Es kann jedoch nicht davon ausgegangen werden, dass Punkte gleicher Höhe durch die gleichmäßige Abnahme der Temperatur mit der Höhe generell dieselbe Temperatur aufweisen. Verschiedene Fak-

toren, wie beispielsweise die Strahlungsbilanz, die Intensität der Evapotranspiration oder die Windverhältnisse, modifizieren die Temperatur am konkreten Standort und sorgen so für Temperaturdifferenzen (HÄCKEL 2008: 336).

Die starken Schwankungen, die sich vor allem während der sommerlichen Trockenzeit in den Höhenlagen ausprägen, lassen sich hingegen auf die Entfernung zum Ozean zurückführen. Ozeane wie auch bereits große Seen fungieren als hervorragende Wärmespeicher (WEISCHET & ENDLICHER 2008: 76): Wasser besitzt zwar eine relativ schlechte Wärmeleitfähigkeit, d. h. es benötigt beispielsweise fünfmal mehr Energie zur Erwärmung als Fels (BORCHERT 1993: 64, GEBHARDT et al. 2007: 206). Diese schlechte Wärmeleitfähigkeit bedeutet auf der anderen Seite jedoch auch eine langsamere Abgabe der Wärmeenergie (GEBHARDT et al. 2007: 206, MARCINEK & ROSENKRANZ 1996: 64). Dadurch, sowie durch das große Volumen von Seen und Ozeanen, die Durchmischbarkeit des Wassers und die Tatsache, dass die Absorption kurzwelliger Strahlung – und somit Energie – nicht nur auf die Oberfläche beschränkt ist (GEBHARDT et al. 2007: 206, HÄCKEL 2008: 236), ist Wasser in der Lage, Wärme besonders gut zu speichern. Zudem steht durch eben genannte Effekte nur ein geringer Anteil Energie zur Erwärmung der Luft (fühlbarer Wärmestrom) zur Verfügung. Somit haben große Wassermassen eine thermisch ausgleichende Wirkung auf ihre Umgebung (GEBHARDT et al. 2007: 206, WEISCHET & ENDLICHER 2008: 72). Zeitliche Temperaturvariationen können an den küstennahen Standorten daher ausgeglichen werden (SCHÖNWIESE 2008: 232). Mit zunehmender Entfernung zum Meer hingegen schwindet dieser Einfluss (WEISCHET & ENDLICHER 2008: 105) und kommt daher im Inselinneren und in den Höhenlagen am wenigstens zum Tragen, sodass dort stärkere Schwankungen der Temperatur auftreten. Auch der starke Kontrast der Temperatur zwischen Sommer und Winter in den Höhenlagen wird durch die Entfernung zum Meer und dessen dementsprechend fehlende ausgleichende Wirkung verständlich: Die Temperaturänderungen auf der Landfläche Asinaras sind deutlich stärker, als im umgebenden Meerwasser, da sich die Landfläche aufgrund ihrer stofflichen Beschaffenheit schneller erwärmt, jedoch auch schneller wieder abkühlt, als das Meer.

Nahe der Küste wirkt noch der ausgleichende Einfluss, sodass sich die Küstenstandorte vor allem während Reife- sowie winterlicher Regenzeit wärmer ausprägen, als die Höhenlagen. Diese hingegen reagieren unmittelbar auf die Strahlungsverhältnisse und nehmen die starke bzw. geringe Einstrahlung ohne diesen ausgleichenden Einfluss auf. Dadurch können diese in der sommerlichen Trockenzeit kurzfristig auch durchaus heißere oder ähnlich heiße Standorte bilden als bzw. wie die milderen Küstenlagen. Für die winterliche Regenzeit hingegen bedeutet das aber auch, dass diese Standorte nicht von der über die warme Jahreszeit gespeicherten Restwärme des Meeres profitieren und somit insgesamt kältere Temperaturen zu erwarten sind (GEBHARDT et al. 2007: 206, MALBERG 2002: 276, MARCINEK & ROSENKRANZ 1996: 64).

Die sehr hohen Werte der Höhenlagen im Zeitraum der typischen Wochen fallen etwas aus dem Rahmen. Sie lassen den Eindruck entstehen, als wären die Temperaturen der Höhenlagen in der sommerlichen Trockenzeit grundsätzlich höher als die der Küstenstandorte und stimmen mit der restlichen Auswertung nicht überein. Dass dies nicht der Fall ist, lässt sich an den Temperaturkurven (vor allem im Vergleich zwischen MP7/MP8 und Transekt 4) deutlich ablesen (vgl. GRAEN 2015). Durch häufige, sehr hohe Temperaturen und auch Extremwerte, wie sie sowohl in den Temperaturdiagrammen als auch in (hier nicht dargestellten) Box-und-Whisker-Plots zu erkennen sind, steigt jedoch der Mittelwert derart stark an, dass die höher gelegenen Standorte in den Berechnungen der Mittelwerte der typischen Wochen unter den höchsten Temperaturwerten rangieren. Hier muss die Art der Darstellung der Temperaturwerte bedacht werden. Zudem wurde für die Berechnung der typischen Wochen ein Zeitraum von nur sieben Tagen herangezogen, welcher sich durch sehr hohe Temperaturen auszeichnet. Somit ist natürlich ein höherer Mittelwert in den sich schnell erwärmenden Höhenlagen zu erwarten, als im Bereich der Küsten, in dem die Temperaturen durch den Einfluss des Meeres träger reagie-

ren. Bei Verwendung längerer Zeitreihen, wie der dreimonatigen Kernzeit der sommerlichen Trockenzeit (JJA), gleichen sich solche Extreme im Mittel stärker aus, sodass diese Werte tatsächlich repräsentativer erscheinen.

Aus der Entfernung zum Meer lässt sich auch erklären, warum die (hier nicht dargestellten) Tagesmittelwerte in der Darstellung als Box-und-Whisker-Plots in der winterlichen Regenzeit näher beieinander liegen bzw. geringere Variationen aufweisen, als in der sommerlichen Trockenzeit bzw. der Reifezeit (vgl. GRAEN 2015). Insbesondere während der sommerlichen Trockenzeit ist die Einstrahlung aufgrund der Schiefe der Ekliptik sowie des Laufes der Erde um die Sonne höher, als während der winterlichen Regenzeit. Entsprechend wird auch mehr Energie umgesetzt, was sich jedoch je nach Standort bzw. Entfernung zum Meer sehr stark differenziert. Daher unterscheiden sich auch die Spannweiten bzw. die Position der Mediane deutlicher, als es während der winterlichen Regenzeit der Fall ist. Für die Blüh- und Reifezeit, in der die Einstrahlung bereits wieder zunimmt, jedoch noch nicht so stark ist wie während der sommerlichen Trockenzeit, gilt dies entsprechend abgeschwächt. Weiterhin sind bei einzelnen Messpunkten auffällige Temperaturwerte zu finden, welche sich durch den speziellen Standort erklären lassen: So sind die Messpunkte MP17 und MP25 auf einem felsigen Standort lokalisiert, MP6 im letzten Relikt eines Steineichenwaldes und MP22 in einer Senkenstruktur (vgl. hierzu Abb. 4).

Neben den Einflüssen der Höhenlage, der Entfernung vom Meer sowie Verdunstung und Beschattung wurde mit Hilfe der nach Reihenfolge geordneten Mittelwerte der typischen Wochen sowie der Jahreszeitenmittelwerte auch der Einfluss der Exposition und der Inklination der Standorte auf die Temperatur untersucht.

In Bezug auf den Einfluss der Exposition stellt sich heraus, dass dieser zumindest aus dem vorliegenden Datensatz nicht deutlich zu erkennen ist. Zwar scheinen nord- bzw. nordostexponierte Standorte in Hinblick auf die Temperatur benachteiligt. Hier ist aufgrund des Tagesgangs der Sonne zu erwarten, dass der Strahlungsumsatz am geringsten ausfällt (BENDIX 2004: 44). Die Tatsache, dass dieser Zusammenhang vor allem in der sommerlichen Trockenzeit zu erkennen ist, nicht jedoch während der winterlichen Regenzeit, stützt diese Vermutung: Durch die höhere Einstrahlung im Sommer werden Unterschiede eher offensichtlich, als im Winter bei geringerer Einstrahlung. Allerdings wird dieser Einfluss – obwohl zu vermuten ist, dass er eine größere Rolle spielt – aus dem vorliegenden Datensatz nicht ausreichend deutlich.

Bei Betrachtung der Inklination zeigen diejenigen Standorte, welche eine hohe Neigung aufweisen grundsätzlich eher hohe Werte, Standorte mit geringer Neigung hingegen eher niedrige Temperaturen. Dabei scheinen die Werte in der winterlichen Regenzeit im Gegensatz zur sommerlichen Trockenzeit leicht in Richtung niedrigerer Temperaturen abzufallen. Dies trifft allerdings nur für die Jahreszeitenmittelwerte sowie die Mittelwerte der Kernjahreszeiten zu, bei den typischen Wochen zeigt sich das Bild umgekehrt. Es lässt sich vermuten, dass die Ergebnisse durchaus einen geringen Einfluss der Inklination anzeigen: Es erscheint plausibel, dass bei Standorten geringerer Neigung im Sommer höhere Temperaturen auftreten, da diese aufgrund eines steileren Einstrahlungswinkels im Gegensatz zu stärker geneigten Bereichen eher begünstigt sind. Mit dem sich im Winter verändernden, nun flacheren Einstrahlungswinkel sinkt auch die erhaltene Strahlungsenergie (BENDIX 2004: 51 ff.). Allerdings sollte bei diesen Überlegungen in Betracht gezogen werden, dass die Temperaturverteilung der übrigen Standorte in Hinsicht auf die Inklination sehr undifferenziert ist. Weiterhin sollten auch die übrigen Einflussfaktoren einbezogen werden: So liegen sämtliche Messpunkte mit sehr geringen Neigungswerten im Küstenbereich, während die Messpunkte mit Werten über 20° zum Großteil in Höhenlagen oder im Binnenland mit mittlerer bis hoher Entfernung zum Meer lokalisiert sind und zudem ausnahmslos nordost- oder ostexponiert sind. Insbesondere Höhenlage und Entfernung zum Meer dürfte die Unterschiede in der Inklination in diesem Fall stark überdecken. Zusammengefasst spricht dies dafür, dass der Einfluss der Inklination unter den gegebenen Umständen und auf dieser Ebene der Betrachtung eher zu vernachlässigen ist.

Ein Einfluss der Vegetation ist in der Hinsicht erkennbar, dass ein Fehlen selbiger hohe Temperaturen bedingt. Auf der anderen Seite sorgt hohe (Wald) bzw. dichte Vegetation für Beschattungseffekte und eine höhere Verdunstungsrate, sodass sich diese Standorte nur wenig erwärmen (BENDIX 2004: 96).

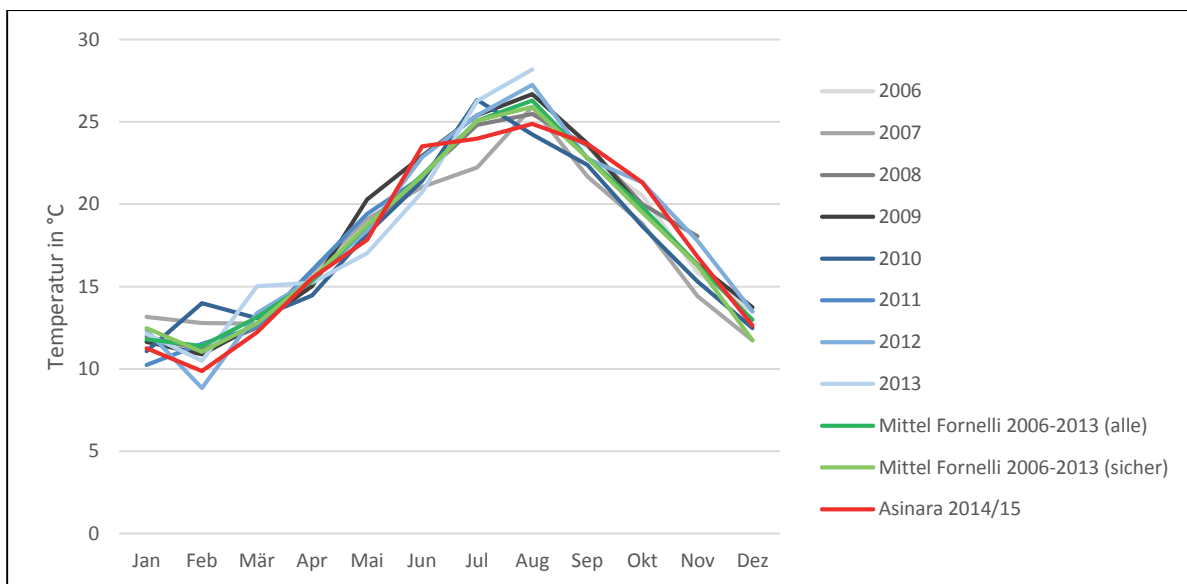
Bei Auswertung der Daten wurde zudem deutlich, dass die als „typische Wochen“ bezeichneten Zeiträume – insbesondere in der sommerlichen Trockenzeit – eher Extremphasen darstellen. Durch die kurzen Zeitreihen sowie die darin liegenden Extremwerte, vor allem in Hinblick auf die Temperatur, die sich jedoch auch auf die relative Luftfeuchtigkeit auswirkt, werden die Mittelwerte so verändert, dass sie nicht mehr die bestehenden Verhältnisse widerspiegeln, die typisch für die jeweilige Jahreszeit sind. Dies wird im Vergleich mit den Temperaturkurven deutlich. Insofern werden die bislang als „typische Wochen“ angesprochenen Phasen im Folgenden als „Extremphasen“ bezeichnet. Somit werden die Mittelwerte dieser Zeiträume nicht weiter in die Auswertung der mikroklimatischen Gliederung einbezogen und für die Projektion der zukünftigen Klimaverhältnisse nur unter dem Gesichtspunkt von Extremereignissen betrachtet.

6 Einordnung der Ergebnisse

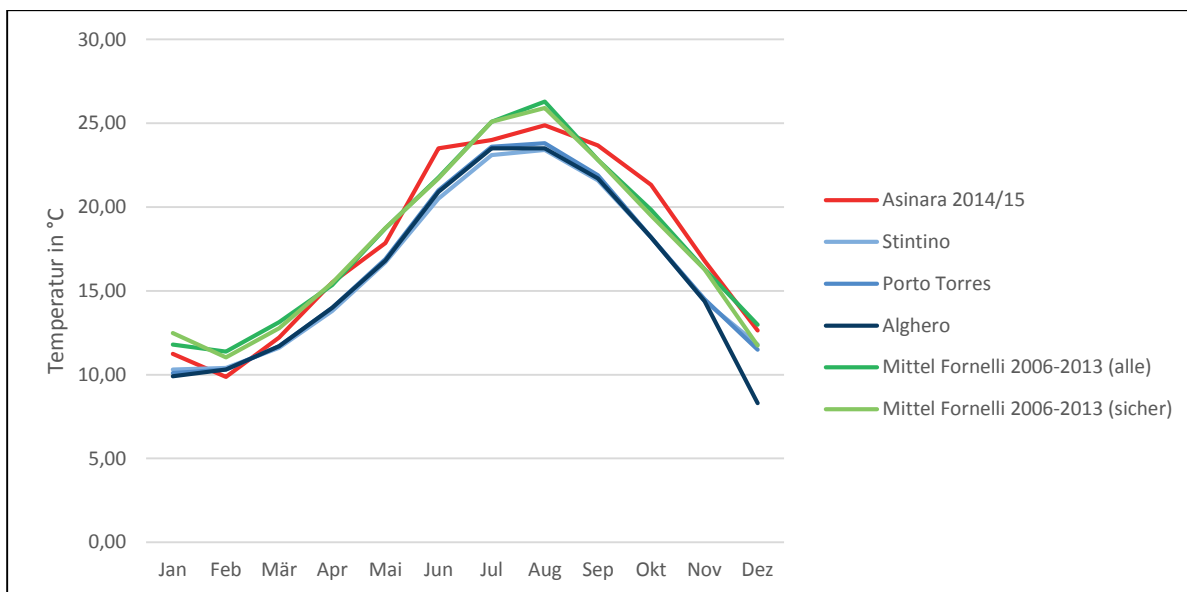
Um aus den Ergebnissen des Untersuchungszeitraumes eine zukünftige Klimaentwicklung ableiten zu können, ist es wichtig zu wissen, wie sich das betrachtete Jahr im Kontext langjähriger Klimabeobachtungen ausprägt. Dies ist vor allem für den Mittelmeerraum von Bedeutung, da hier eine besonders starke Variabilität der Klimaparameter herrscht (vgl. Kap. 3). Die Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes werden hierfür mit den Daten der Klimastation aus Fornelli sowie mit den 30-jährigen Mitteln von Stintino, Porto Torres und Alghero verglichen.

Für die Temperatur liegen sowohl die Monatsmittelwerte aller Messpunkte, der Klimastation in Fornelli für die Jahre 2006 – 2013 sowie für Stintino, Porto Torres und Alghero vor. Aus Abb. 5 wird ersichtlich, dass – unerheblich davon, ob unvollständige Datenreihen vorliegen oder nicht – die beiden Kurven der Mittelwerte der Klimastation in Fornelli sehr ähnlich verlaufen. Die Temperaturkurven der einzelnen Jahre gruppieren sich erwartungsgemäß um die Mittelwertkurven. Mit Blick auf die gemittelten Werte der Messpunkte lässt sich sagen, dass diese sich sehr gut in den Schwankungsbereich der Jahre 2006 – 2013 einfügen. Bis auf offenbar relativ ungewöhnliche Temperaturen im Juni folgt der Kurvenverlauf den Verläufen der übrigen Kurven. Dem Verlauf ist außerdem zu entnehmen, dass der Untersuchungszeitraum in den Sommermonaten Juli und August etwas kühler als im siebenjährigen Mittel war, auch zeigen die Wintermonate Januar bis März relativ niedrige Werte. Es lässt sich also feststellen, dass die Daten der Messpunkte und die der Klimastation in Fornelli vergleichbar sind.

Werden nun die Temperaturmittel der Ortschaften Stintino, Porto Torres und Alghero hinzugenommen, zeigt sich, dass auch der generelle Verlauf dieser Kurven mit denen von Asinara übereinstimmt (vgl. Abb. 6). Auch die Kurvenverläufe der drei Standorte an sich stimmen überein, bis auf einen stärkeren Abfall der Dezembertemperaturen in Alghero. Allerdings liegen die Werte der auf Asinara erfassten Daten grundsätzlich über den Temperaturkurven der drei anderen Standorte. Dies kann zum einen darauf zurückzuführen sein, dass Asinara tatsächlich höhere Temperaturen aufweist, als sie in Stintino, Porto Torres oder Alghero gemessen werden. Zum anderen ist es hingegen auch möglich, dass die in die Auswertung eingegangenen Zeitreihen eine relativ warme Phase darstellen, welche im dreißigjährigen Mittel durch die längere Zeitspanne geglättet werden würde. Auf jeden Fall muss dieser Umstand bei der Projektion der zukünftigen Klimaverhältnisse berücksichtigt werden.



**Abb. 5: Vergleich der gemittelten Temperaturdaten der Klimastation Fornelli mit den Messpunkt-
daten. In die Berechnung des zweiten Mittelwertes ("Mittel Fornelli 2006-2013 (sicher)") wurden nur
vollständige Datenreihen einbezogen, der erste Mittelwert ("Mittel Fornelli 2006-2013 (alle)") er-
rechnet sich hingegen aus dem Mittel aller Datenreihen. Daten: IBIMET 2007 – 2013.**



**Abb. 6: Vergleich der gemittelten Temperaturdaten der Klimastation Fornelli sowie der Messpunkt-
daten mit den 30-jährigen Mitteln aus Stintino, Porto Torres und Alghero (Datenreihe von 1982 –
2012). In die Berechnung des zweiten Mittelwertes ("Mittel Fornelli 2006-2013 (sicher)") wurden nur
vollständige Datenreihen einbezogen, der erste Mittelwert ("Mittel Fornelli 2006-2013 (alle)") er-
rechnet sich hingegen aus dem Mittel aller Datenreihen. Daten: CLIMATE-DATA.ORG o. J. b, CLIMATE-
DATA.ORG o. J. c, CLIMATE-DATA.ORG o. J. d, IBIMET 2007 – 2013.**

7 Modellierung einer mikroklimatischen Gliederung Asinaras

Die Modellierung der Temperaturverhältnisse gibt die Ergebnisse der Datenauswertung der 27 Messpunkte sehr gut wieder. Es wird deutlich, dass die Küsten höhere Temperaturen aufweisen, als die Binnenstandorte und Höhenlagen, hypsometrischer Gradient und abnehmender Einfluss des Meeres mit zunehmender Entfernung zum Meer werden sichtbar. Die Ausprägung ist in allen drei Jahreszeiten ähnlich (vgl. Kap. 5).

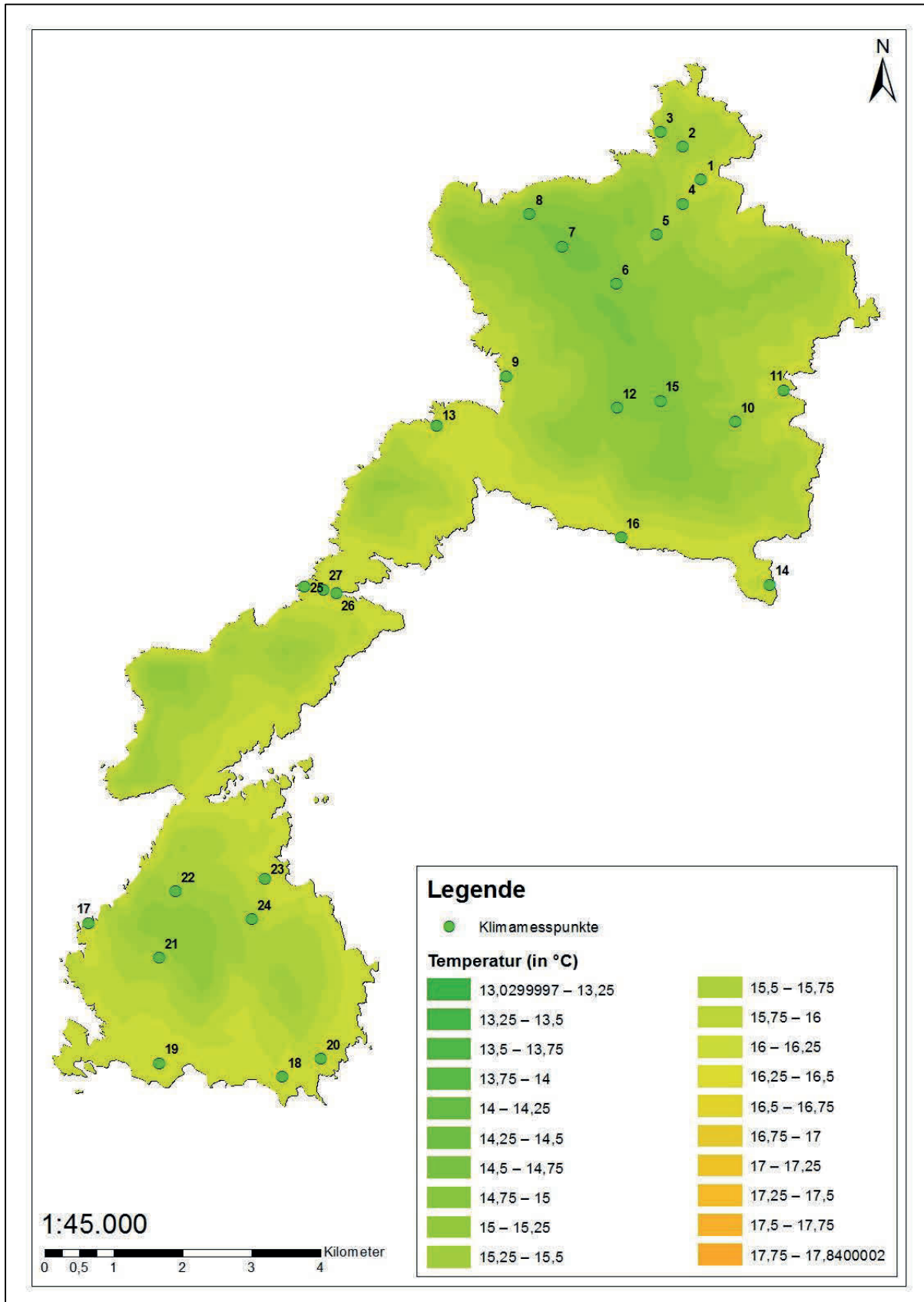


Abb. 7: Räumliche Verteilung und Ausprägung der mittleren Lufttemperatur für A auf Asinara (Interpolation mittels Simple Cokriging). Datengrundlage: REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015.

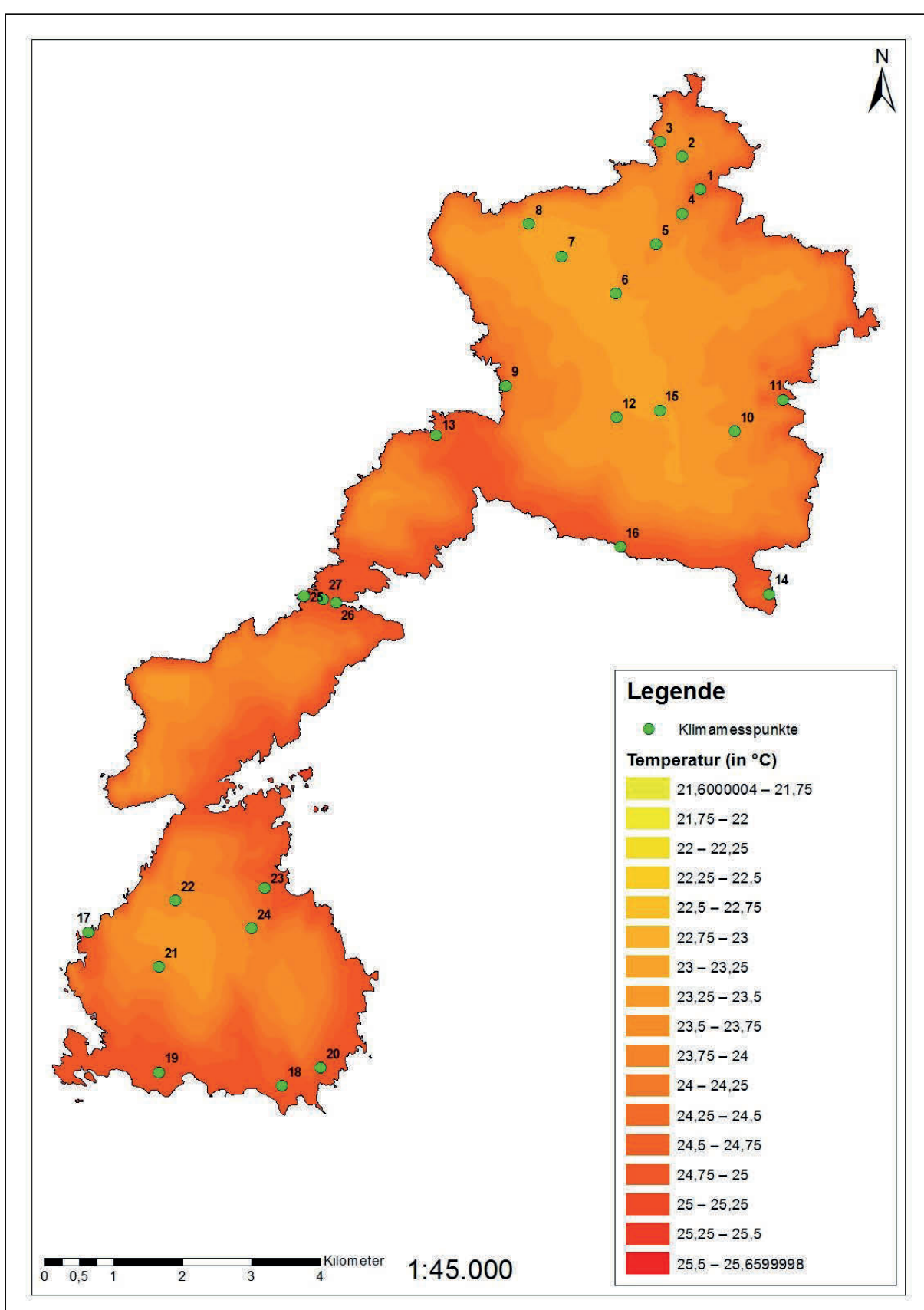


Abb. 8: Räumliche Verteilung und Ausprägung der mittleren Lufttemperatur für JJA auf Asinara (Interpolation mittels Simple Cokriging). Datengrundlage: REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015.

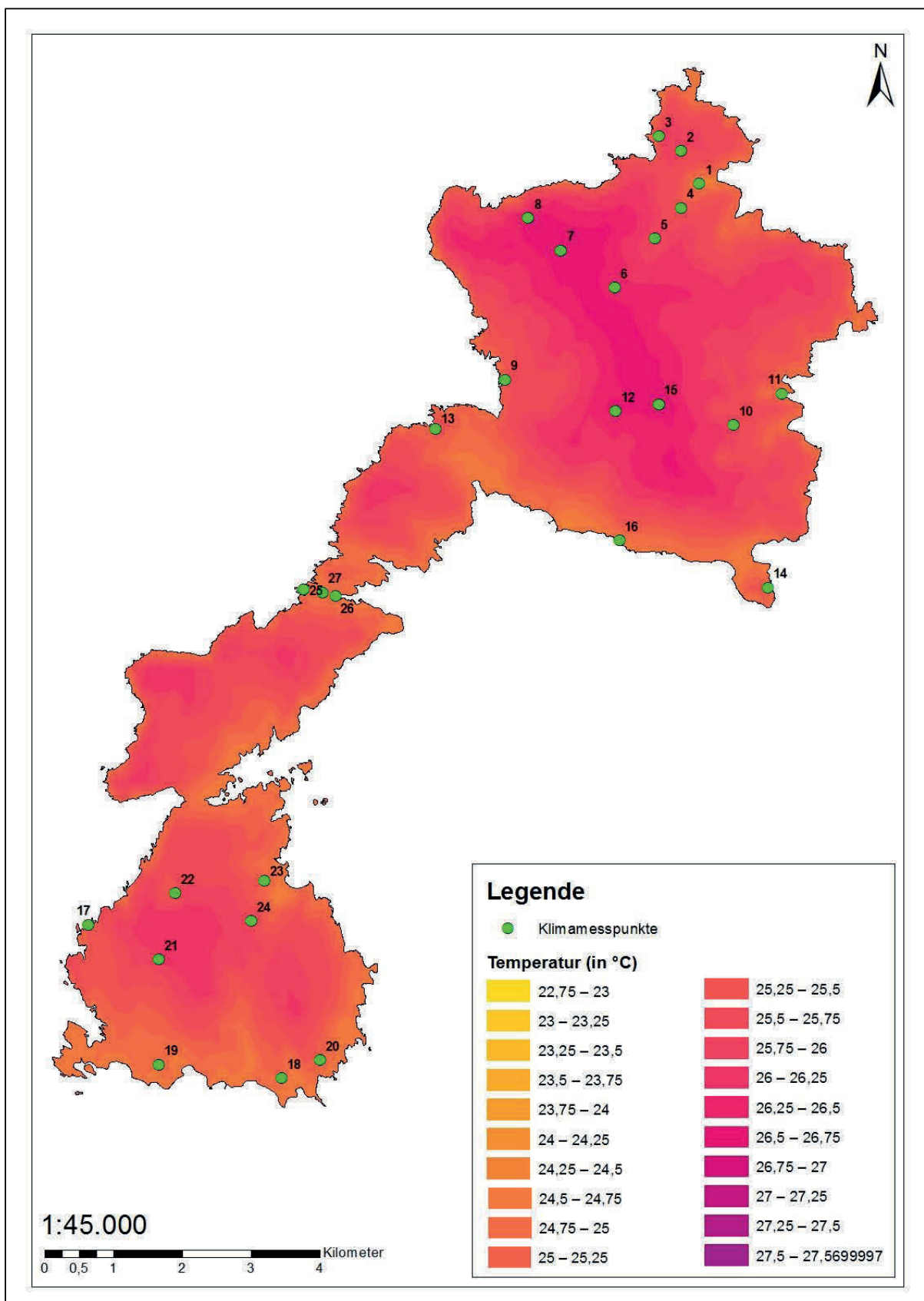


Abb. 9: Räumliche Verteilung und Ausprägung der mittleren Lufttemperatur der Extremphase (07.06. – 13.06.2014) für JJA auf Asinara (Interpolation mittels Simple Cokriging). Datengrundlage: REGIONE AUTONOMA DELLA SARDEGNA 2015.

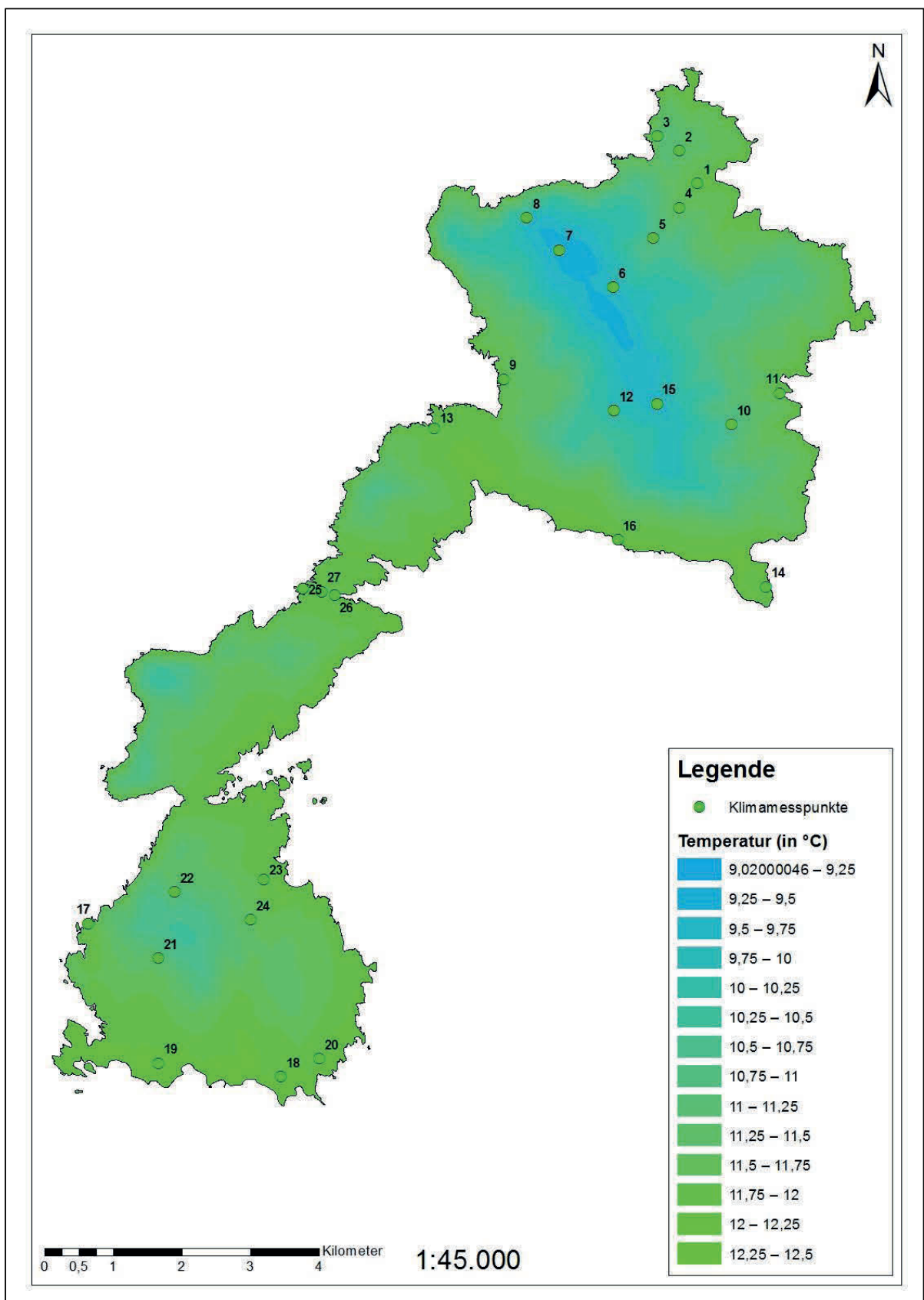


Abb. 10: Räumliche Verteilung und Ausprägung der mittleren Lufttemperatur für DJF auf Asinara (Interpolation mittels Simple Cokriging). Datengrundlage: REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015.

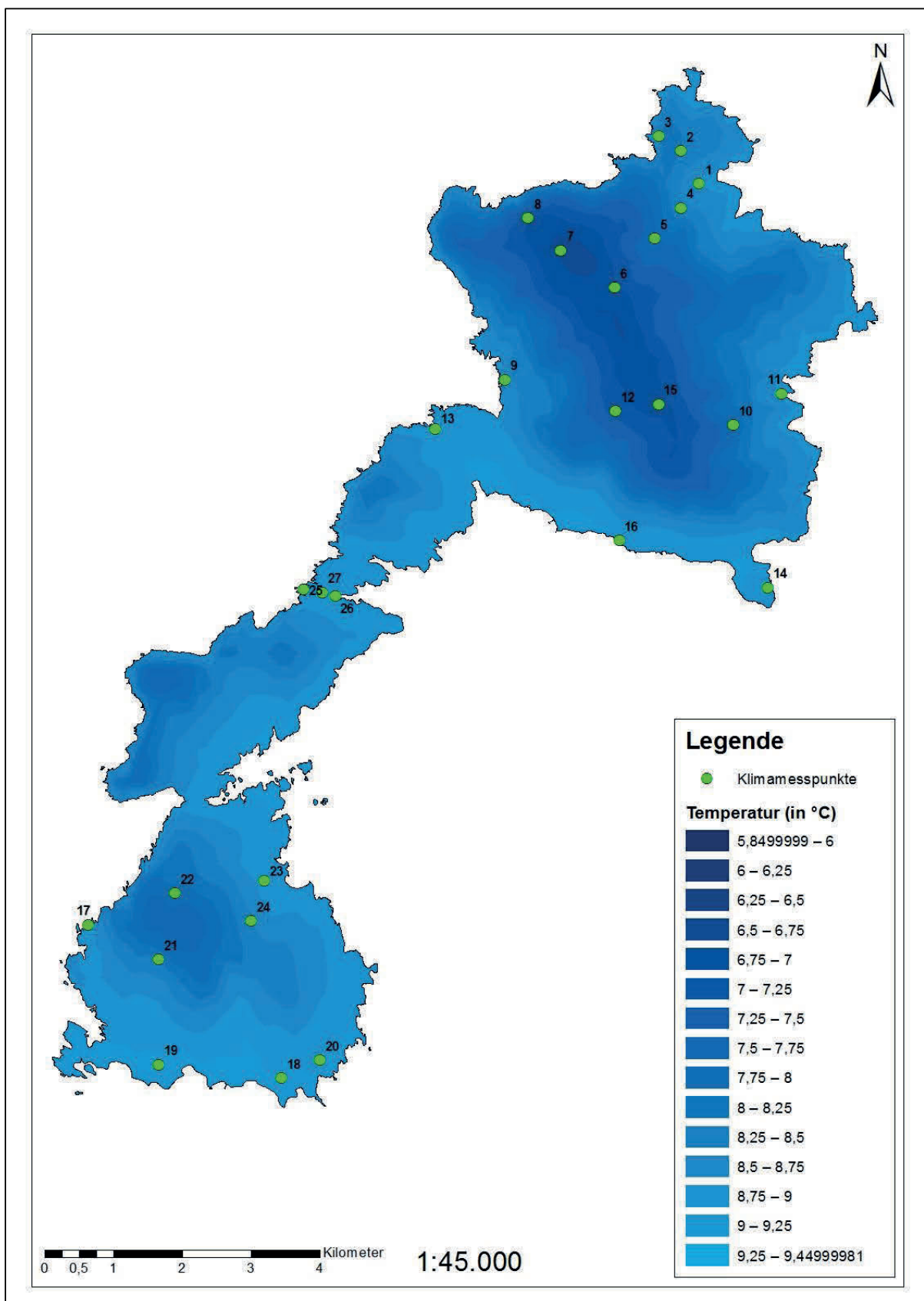


Abb. 11: Räumliche Verteilung und Ausprägung der mittleren Lufttemperatur der Extremphase (04.02. – 10.02.2014) für DJF auf Asinara (Interpolation mittels Simple Cokriging). Datengrundlage: REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015.

Etwas unter- bzw. überschätzt werden allerdings jene Standorte, welche Temperaturen an den Enden der Skala aufweisen. Dies ist zum einen vermutlich der Interpolation zuzuschreiben, welche die Werte glättet, zum anderen der geringen Anzahl der Messpunkte und Replikate mit den entsprechenden Werten. Unter der Prämisse, dass das Ziel die Erstellung eines Modells war, welches reale Gegebenheiten seiner Natur gemäß vereinfacht darstellt (LESER 2011: 575 f.), und unter Berücksichtigung der methodischen Vorgehensweise bei der Modellierung ist jedoch davon auszugehen, dass eine gute Annäherung an die realen Verhältnisse auf Asinara erreicht werden konnte.

Besonders offenkundig wird in der Darstellung als Karte der Unterschied zwischen den durchschnittlichen Werten der sommerlichen Trockenzeit und der Extremphase: Es ist deutlich zu erkennen, dass sich die Relationen vollkommen umkehren. Sind üblicherweise die Küstenstandorte in Hinsicht auf die Temperatur begünstigt, so prägen sich in der Extremphase die Höhenlagen als heißeste Standorte aus (vgl. Abb. 8 und 9). In der winterlichen Trockenzeit hingegen werden die regulären Verhältnisse weiter in Richtung tieferer Temperaturen verschoben (vgl. Abb. 10 und 11).

8 Erwartete Ausprägungen des Klimawandels auf Asinara

Die graphisch aufbereiteten Erwartungen zur Veränderung der Temperatur nach IPCC 2013b sowie PLANTON et al. 2012 zeigen eine deutliche Erhöhung der Werte bis zum Ende des 21. Jahrhunderts. Dabei werden die bisherigen Muster der Temperaturverteilung beibehalten (vgl. Abb. 7 - 11). Die Simulationen zeigen, dass die Temperaturen der sommerlichen Trockenzeit stark ansteigen und die Mitteltemperaturen je nach Standort und Projektion nahe an die 30°C heranreichen. Die niedrigsten Werte, also jene der Höhenlagen, entsprechen dabei nahezu den höchsten Werten der gegenwärtigen Temperaturskala. Wird die Projektion der winterlichen Verhältnisse betrachtet, so fällt auf, dass diese jenen der Reifezeit heute ähneln, eine Entwicklung, die insbesondere mit Blick auf die Vegetation die Frage aufwirft, welche Auswirkungen hier zu erwarten sind.

In Hinsicht auf zukünftige Verhältnisse ist neben der Ausprägung der Durchschnittstemperaturen ebenso zu fragen, wie sich Extreme entwickeln. Werden die erwarteten Entwicklungen der Temperaturverhältnisse für die sommerliche Trockenzeit mit der Situation der Extremphasen verglichen, so wird deutlich, dass in diesen extremen Zeiträumen heute bereits Temperaturwerte vorliegen, wie sie sich den Projektionen entsprechend gegen Ende des Jahrhunderts im Durchschnitt manifestieren werden. Auch die Literatur zeigt ganz deutlich, dass Extremereignisse, auch in Bezug auf die Temperatur in Zukunft zudem noch zunehmen werden. So erwartet beispielsweise das IPCC ein häufigeres Auftreten und eine längere Dauer von Hitzewellen (2014: 61). Auch PLANTON et al. sprechen von einem generellen Anstieg von Temperatur- und Dürreextremen (2012: 463), DIFFENBAUGH et al. gehen von einem erhöhten Hitzestress aus (2007: 3). GIORGI & LIONELLO stellen zudem heraus, dass die Hitzeextreme vor allem im Sommer zunehmen, während niedrige Temperaturextreme im Winter einem abnehmenden Trend unterliegen (2008: 99). Mit Blick auf extreme Situationen ist also zu sagen, dass Verhältnisse, wie sie in Abb. 12 dargestellt sind, in Zukunft sehr wahrscheinlich häufiger auftreten werden. Weiterhin ist auch damit zu rechnen, dass sich die extremen Temperaturen aufgrund des allgemeinen Erwärmungstrends noch verstärken werden. Die extremen Temperaturphasen in der winterlichen Regenzeit (vgl. Abb. 13) hingegen werden sich vermutlich weniger häufig ausprägen.

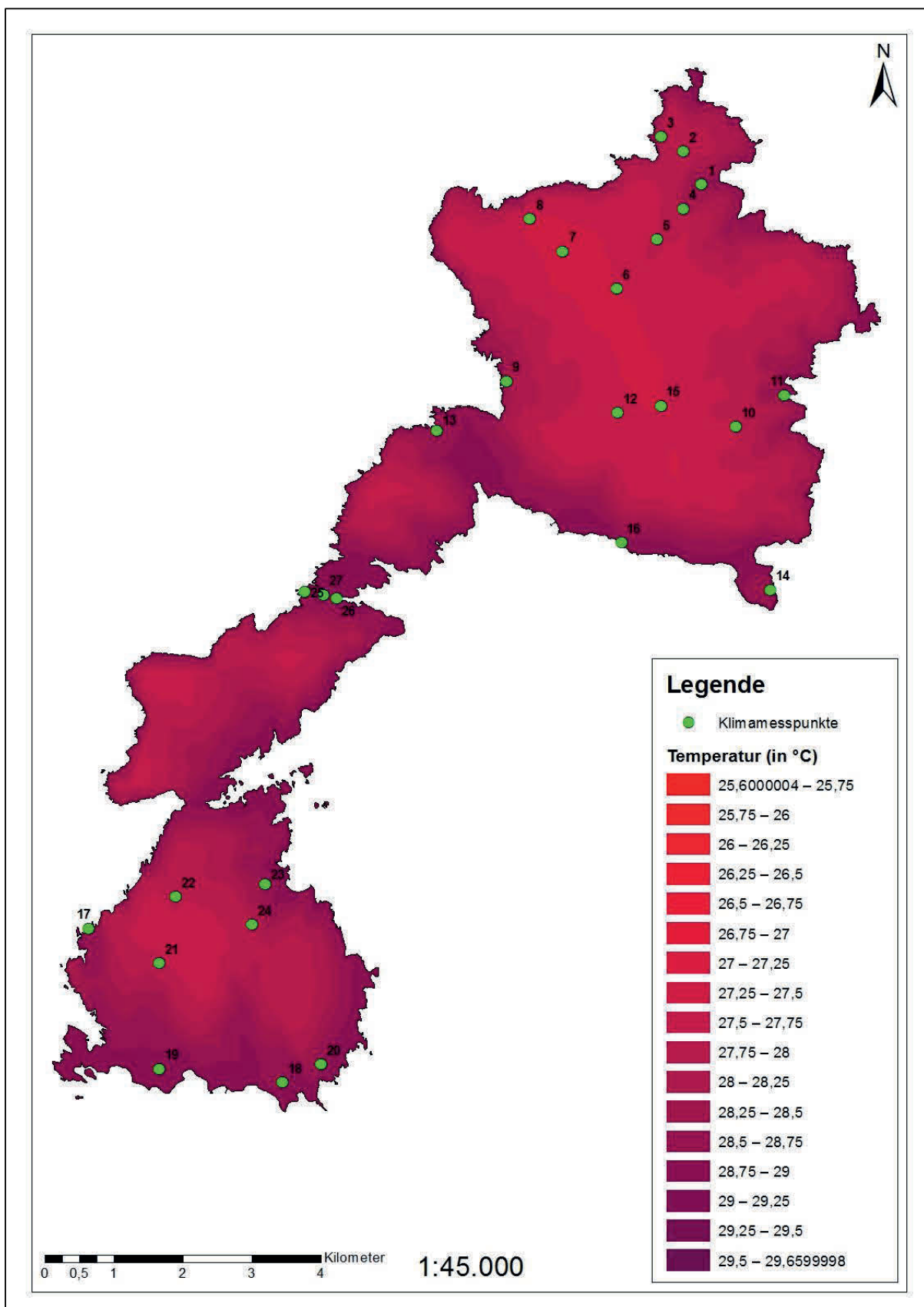


Abb. 12: Räumliche Verteilung und Ausprägung der mittleren Lufttemperatur für JJA auf Asinara bei einem Temperaturanstieg von 4°C. Projektion nach Szenario A1B für den Zeitraum 2071 – 2100 (50%-Perzentil; Interpolation mittels Cokriging). Datengrundlage: PLANTON et al. 2012, REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015.

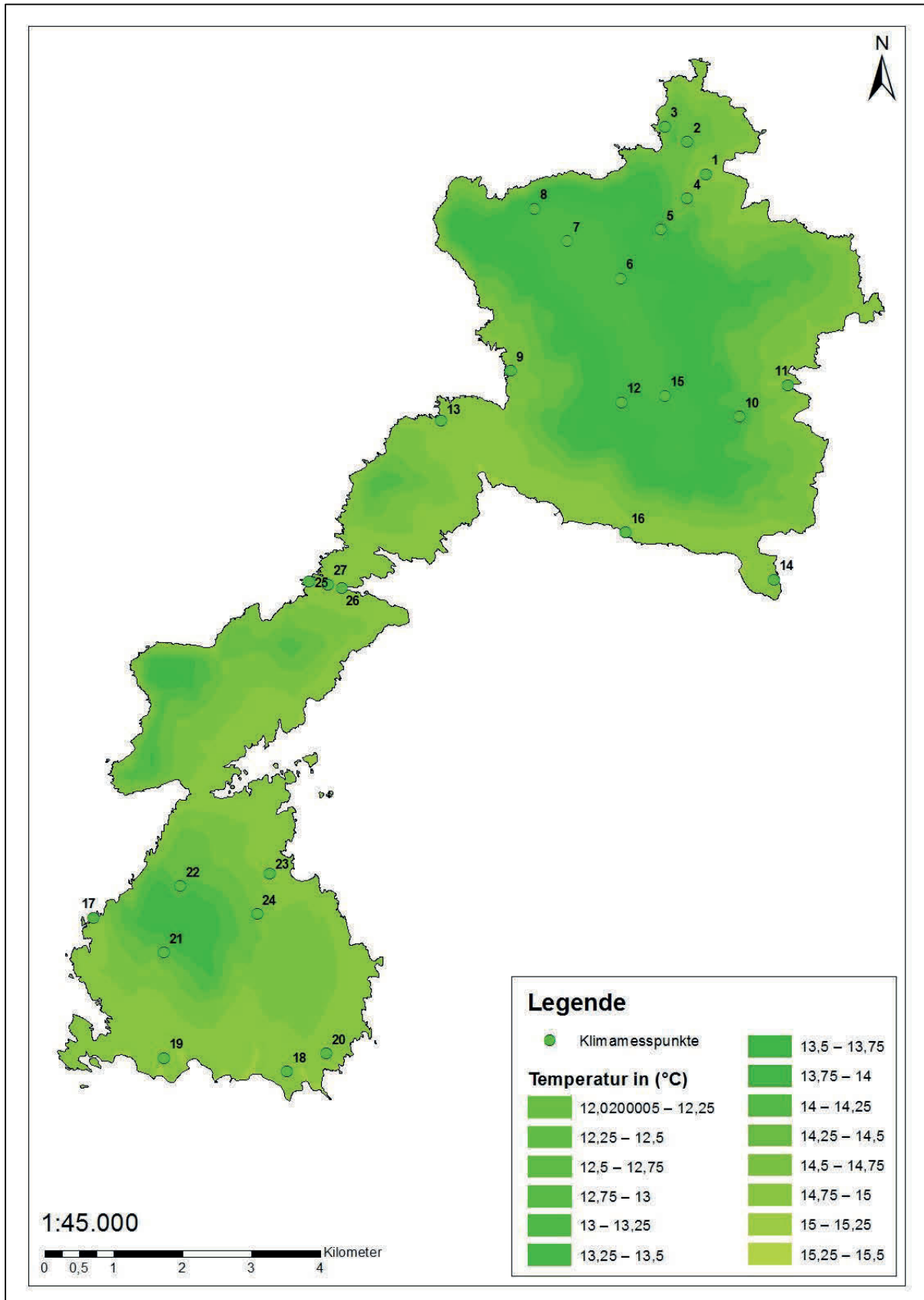


Abb. 13: Räumliche Verteilung und Ausprägung der mittleren Lufttemperatur für DJF auf Asinara bei einem Temperaturanstieg von 3°C. Projektion nach SRES-Szenario A1B für den Zeitraum 2071 – 2100 (50%-Perzentil; Interpolation mittels Cokriging). Datengrundlage: PLANTON et al. 2012, REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA 2015.

9 Unsicherheiten der Projektionen

Bei der Modellierung zukünftiger Klimaverhältnisse sind stets Unsicherheiten zu berücksichtigen. Entsprechend sind diese Sachverhalte bei der Interpretation der Projektionen zu bedenken. Zum einen ist die klimatische Variabilität des Untersuchungsgebietes zu beachten. Wie bereits in Kapitel 3 dargelegt und später in Kapitel 6 wieder aufgegriffen, unterliegt der Mittelmeerraum und damit auch Asinara einer starken Schwankung der klimatischen Verhältnisse, sodass es sowohl zu Unterschieden zwischen den Jahren als auch zu interannuellen Variationen der Jahreszeiten kommen kann. Um festzustellen, wie sich der Untersuchungszeitraum im Kontext des langjährigen Klimas ausprägt, wurde in Kapitel 6 ein Vergleich mit langjährigen Mittelwerten angestellt. Daraus wird ersichtlich, dass 2014/15 offenbar etwas wärmer als der Durchschnitt war. Wenn also davon ausgegangen wird, dass die Temperaturen allgemein höher waren als im langjährigen Mittel, relativieren sich die durch die Projektion aufgezeigten Veränderungen etwas. Es ist demnach zu erwarten, dass sich – nach den gegebenen Voraussetzungen in Bezug auf die Szenarien und den Zeitraum – der fortschreitende Klimawandel im Mittel etwas geringer ausprägt als hier angegeben.

Auch ist zu bedenken, dass die Klimaveränderungen eine Differenz zwischen dem Ende des 21. Jahrhunderts und einer Referenzperiode darstellen. Bei der Projektion des IPCC sind dies die Jahre 1986 – 2005, bei PLANTON et al. 1961 – 1990. D. h., dass dieses Verhältnis, wenn von dem Untersuchungszeitraum 2014/15 ausgegangen wird, bereits nicht mehr stimmt. Es ist nicht zu erwarten, dass die veränderte Situation zwischen den Referenzzeiträumen und dem Zeitraum der Untersuchung einen maßgeblichen Einfluss in dieser Hinsicht hat, dennoch sollte auch dies mit Blick auf Unsicherheiten in eine Bewertung der Projektionen einbezogen werden.

Ebenso müssen die Auflösungen der für die Simulation der zukünftigen Klimaverhältnisse verwendeten Modelle bedacht werden. Wie bereits in der Methodik beschrieben (vgl. Kap. 4.2) ist insbesondere die Auflösung bei der Projektion des IPCC deutlich zu grob, um ein so kleinräumig differenziertes Gebiet wie den Mittelmeerraum angemessen darstellen zu können. Insofern besteht vor allem bei den daraus resultierenden Ergebnissen eine Unsicherheit hinsichtlich der abgebildeten Verhältnisse.

Auch die Auflösung der Modelle der Projektion von PLANTON et al. 2012 ist mit 25 x 25 km – zumal für eine Insel von der Größe Asinaras – immer noch relativ gering. Wie bereits dargelegt, sollte dennoch eine gute Annäherung an die reale Situation möglich sein.

Weitere Unsicherheiten sind in möglichen Fehlern bei der Messung der Ausgangssituation auf Asinara zu finden sowie in sogenannten Aggregationsfehlern, welche aus der unvollständigen räumlichen und/oder zeitlichen Verteilung der Messpunkte resultieren (EEA 2012: 42). Dies ist insbesondere für die vorliegende Untersuchung von Bedeutung, da relativ wenige Messpunkte eine morphologisch stark differenzierte Insel wiedergeben müssen. Zudem sind in den verwendeten Daten immer wieder Datenlücken durch Fehlfunktionen oder Ausfälle der Messgeräte enthalten.

Weitere Hauptquellen von Unsicherheiten sind die tatsächliche Entwicklung der zukünftigen Treibhausgasemissionen und die Unsicherheiten, welche den Modellen selbst durch ein unvollständiges Verständnis des Erdsystems oder die bereits genannte Auflösung inhärent sind. Ebenso spielen auch die komplexe Interaktion klimatischer und nicht-klimatischer Faktoren eine Rolle, welche kaum in Gänze erfasst werden kann, sowie die zukünftigen Veränderungen sozioökonomischer, demographischer und technologischer Faktoren und politische Prioritäten (EEA 2012: 42). Eine detaillierte Fehleranalyse findet sich bei GRAEN 2015.

10 Fazit

Das heutige Klima auf der Isola dell'Asinara ist deutlich durch die Höhenstufung der Insel und den Einfluss des Meeres gekennzeichnet. Diese beiden Variablen konnten als ausschlaggebende Faktoren für die Unterschiede im Mikroklima identifiziert werden. Ob eine Wechselwirkung zwischen – beispielsweise – der Exposition und der Temperatur besteht und wie stark sich diese möglicherweise ausprägt,

konnte auf Grundlage der erhobenen Daten jedoch nicht festgestellt werden. Hierzu wären weitere Untersuchungen mit einer größeren Anzahl an Messpunkten vonnöten.

Auch in Zukunft wird sehr wahrscheinlich die herausgestellte Verteilung des Mikroklimas bestehen bleiben, allerdings ist eine teils deutliche Veränderung der Ausprägungen zu erwarten. Es kann mit einer starken Entwicklung in Richtung höherer Temperaturen gerechnet werden. Mittelwerte, die heute nur in Extremphasen auftreten, werden sehr wahrscheinlich die Regel werden. Das ist umso bedenklicher, als hier nur mit Szenarien gearbeitet wurde, welche einen mittleren Anstieg der Treibhausgase erwarten.

Zudem gilt die Aussage der gleichbleibenden Relationen nur, solange Extremphasen ausbleiben. Diese sind in der Lage die Temperaturverhältnisse komplett umzukehren und dürften somit gerade in Zukunft unter den Vorzeichen steigender Temperaturen einen deutlichen Stressfaktor für das (Geo-)Ökosystem darstellen.

Es ist deutlich zu betonen, dass konkrete Aussagen über die Wahrscheinlichkeit des Eintretens der hier dargelegten Situationen nicht abgegeben werden können. Dies ist in den Modellen und Szenarien begründet, welche weder die heutigen Umstände in ihrer Komplexität wiedergeben noch die zukünftigen voraussagen können. Aus diesem Grund wäre auch eine weitere Berechnung möglicher Veränderungen auf Basis anderer Szenarien und Modelle sinnvoll, um eine breitere Spanne etwaiger Entwicklungen abdecken zu können. Dennoch erlauben die Projektionen – unter Berücksichtigung aller zugrunde liegenden Bedingungen, Unsicherheiten und Fehlerquellen – eine gute Abschätzung der zukünftigen Temperaturverhältnisse auf Asinara und können als Grundlage für Handlungsentscheidungen dienen.

Literatur

- ALLEN, H. D. (2001): *Mediterranean Ecogeography*. Harlow u. a.: Prentice Hall.
- ALPERT, P., T. BEN-GAI, A. BAHARAD, Y. BENJAMINI, D. YEKUTIELI, M. COLACINO, L. DIODATO, S. MICHAELIDES & A. MANES (2002): The paradoxical increase of Mediterranean extreme daily rainfall in spite of decrease in total values. – *Geophysical Research Letters* 29, 10, 31-1 – 31-4.
- BENDIX, J. (2004): *Geländeklimatologie*. Studienbücher der Geographie. Stuttgart: Borntraeger.
- BLONDEL, J. & J. ARONSON (1999): *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. New York: Oxford University Press.
- BORCHERT, G. (1993²): *Klimageographie in Stichworten*. Hirts Stichwortbücher. Berlin, Stuttgart: Borntraeger.
- BRUNETTI, M., M. MAUGERI, F. MONTI & T. NANNI (2006): Temperature and precipitation variability in Italy in the last two centuries from homogenised instrumental time series. – *International Journal of Climatology* 26, 345 – 381.
- CHIU, C.-A., P.-H. LIN & K.-C. LU (2009): GIS-based Tests for Quality Control of Meteorological Data and Spatial Interpolation of Climate Data. – *Mountain Research and Development* 29, 4, 339 – 349.
- DIFFENBAUGH, N. S., J. S. PAL, F. GIORGI & X. GAO (2007): Heat stress intensification in the mediterranean climate hotspot. – *Geophysical Research Letters* 34, L11706, 1 – 6.
- DRISSEN, T., R. STADTMANN, J. TREIDLER, J. MANTILLA-CONTRERAS, M. SAUERWEIN & S. ZERBE (2014): Einfluss von Beweidung, Pedosphäre, Relief und Klimawandel auf die Biodiversität im Nationalpark Asinara (Sardinien). Erster Zwischenbericht. Stiftung Universität Hildesheim.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2012): *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012. An indicator-based report*. Kopenhagen: European Environment Agency.
- GAO, X., J. S. PAL & F. GIORGI (2006): Projected changes in mean and extreme precipitation over the Mediterranean region from a high resolution double nested RCM simulation. – *Geophysical Research Letters* 33, 3.
- GEBHARDT, H., R. GLASER, U. RADTKE & P. REUBER (Hrsg.) (2007): *Geographie. Physische Geographie und Humangeographie*. München: Elsevier.

- GIORGI, F. (2006): Climate change hot-spots. – *Geophysical Research Letters* 33, 8.
- GIORGI, F. (2002): Variability and trends of sub-continental scale surface climate in the twentieth century. Part I: observations. – *Climate Dynamics* 18, 675 – 691.
- GIORGI, F. & P. LIONELLO (2008): Climate change projections for the Mediterranean region. – *Global and Planetary Change* 63, 90 – 104.
- GOODESS, C. M., D. JACOB, M. DÉQUÉ, J. M. GUTTIÉRREZ, R. HUTH, E. KENDON, G. C. LECKEBUSCH, P. LORENZ & V. PAVAN (2009): Downscaling methods, data and tools for input to impacts assessment. In: VAN DER LINDEN, P. & J. F. B. MITCHELL (Hrsg.): *ENSEMBLES. Climate change and its impacts at seasonal, decadal and centennial timescales*, 47 – 58.
- GRAEN, H. (2015): Modellierung von Klimadaten und Klimaveränderungen im Nationalpark Asinara, Sardinien. Masterarbeit, Stiftung Universität Hildesheim.
- HÄCKEL, H. (2008⁶): *Meteorologie*. Stuttgart: Ulmer.
- HERTIG, E. & J. JACOBET (2008): Downscaling future climate change: Temperature scenarios for the Mediterranean area. – *Global and Planetary Change* 63, 127 – 131.
- HOFRICHTER, R. (2001): *Das Mittelmeer. Fauna, Flora, Ökologie*. Bd. 1: Allgemeiner Teil. Heidelberg, Berlin: Spektrum.
- IPCC (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2014): *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Genf: IPCC.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2013a): *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the International Panel on Climate Change*. Cambridge u. a.: Cambridge University Press.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2013b): *Annex I: Atlas of Global and Regional Climate Projections Supplementary Material RCP4.5*. In: IPCC (2013): *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the International Panel on Climate Change*. Cambridge u. a.: Cambridge University Press.
- JACOBET, J. (2000): Rezente Klimaentwicklung im Mittelmeerraum. – *Petermanns Geographische Mitteilungen* 144, 6, 22 – 33.
- LATIF, M. (2012): *Globale Erwärmung*. Stuttgart: Ulmer.
- LATIF, M. (2009): *Klimawandel und Klimadynamik*. Stuttgart: Ulmer.
- LESER, H. (Hrsg.) (2011¹⁵): *Diercke Wörterbuch Geographie. Raum – Wirtschaft und Gesellschaft – Umwelt*. Braunschweig: Westermann.
- LIONELLO, P., F. ABRANTES, L. CONGEDI, F. DULAC, M. GACIC, D. GOMIS, C. GOODESS, H. HOFF, H. KUTIEL, J. LUTERBACHER, S. PLANTON, M. REALE, K. SCHRÖDER, M. V. STRUGLIA, A. TORETI, M. TSIMPLIS, U. ULBRICH & E. XOPLAKI (2012): Introduction: Mediterranean Climate – Background Information. In: LIONELLO, P. (Hrsg.): *The Climate of the Mediterranean Region. From the Past to the Future*. Amsterdam u.a.: Elsevier, xxxv – xc.
- MAHERAS, P. (1988): Changes in precipitation conditions in the western Mediterranean over the last century. – *Journal of Climatology* 8, 179 – 189.
- MALBERG, H. (2002⁴): *Meteorologie und Klimatologie. Eine Einführung*. Berlin u. a.: Springer.
- MARCINEK, J. & E. ROSENKRANZ (1996²): *Das Wasser der Erde. Eine geographische Meeres- und Gewässerkunde*. Gotha: Perthes.
- MIAO, C., Q. DUAN, Q. SUN, Y. HUANG, D. KONG, T. YANG, A. YE, Z. DI & W. GONG (2014): Assessment of CMIP5 climate models and projected temperature changes over Northern Eurasia. – *Environmental Research Letters* 9, 055007.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA & J. KENT (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. – *Nature* 403, 853 – 858.

- PIRAS, M., G. MASCARO, R. DEIDDA & E. R. VIVONI (2014): Quantification of hydrologic impacts of climate change in a Mediterranean basin in Sardinia, Italy, through high-resolution simulations. – *Hydrology and Earth System Sciences* 18, 5201 – 5217.
- PLANTON, S., P. LIONELLO, V. ARTALE, R. AZNAR, A. CARRILLO, J. COLIN, L. CONGEDI, C. DUBOIS, A. ELIZALDE, S. GUALDI, E. HERTIG, J. JACOBET, G.L. JORDÀ, L. LI, A. MARIOTTI, C. PIANI, P. RUTI, E. SANCHEZ-GOMEZ, G. SANNINO, F. SEVAULT, S. SOMOT & M. TSIMPLIS (2012): The Climate of the Mediterranean Region in Future Climate Projections. In: LIONELLO, P. (Hrsg.): *The Climate of the Mediterranean Region. From the Past to the Future*. London: Elsevier.
- PULINA, M. & M. MELEDDU (2012): Defining a marine protected area strategy: A stakeholder perspective. – *Ocean & Coastal Management* 66, 46 – 55.
- ROTHER, K. (1984): Die mediterranen Subtropen. Mittelmeerraum, Kalifornien, Mittelchile, Kapland, Südwest- und Südastralien. In: HOFMEISTER, B. & K. ROTHER (Hrsg.): *Die mittleren Breiten. Geographisches Seminar Zonal*. Braunschweig: Westermann.
- SCHÖNWIESE, C.-D. (2008³): *Klimatologie*. Stuttgart: Ulmer.
- SCHULTZ, J. (2002⁴): *Die Ökozonen der Erde*. Stuttgart: Ulmer.
- SLUITER, R. (2009): Interpolation methods for climate data. Literature review. – Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut Intern rapport 2009-04.
- SOMOT, S., F. SEVAULT, M. DÉQUÉ & M. CREPON (2008): 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model. – *Global and Planetary Change* 63, 112 – 126.
- VACCA, A., S. LODDO, G. OLLESCH, R. PUDDU, G. SERRA, D. TOMASI, A. ARU (2000): Measurement of runoff and soil erosion in three areas under different land use in Sardinia (Italy). – *Catena* 40, 69 – 92.
- VAN DER LINDEN, P. & J. F. B. MITCHELL (2009): Executive Summary. In: VAN DER LINDEN, P. & J. F. B. MITCHELL (Hrsg.): *ENSEMBLES. Climate change and it's impacts at seasonal, decadal and centennial time-scales*, 7 – 17.
- WAGNER, H.-G. (2011²): *Mittelmeerraum*. Darmstadt: WBG.
- WEISCHET, W. & W. ENDLICHER (2008⁷): *Einführung in die Allgemeine Klimatologie*. Studienbücher der Geographie. Berlin, Stuttgart: Borntraeger.
- ZARE CHAHOUKI, M. A., A. ZARE CHAHOUKI, A. MALEKIAN, R. BAGHERI & S. A. VESALI (2014): Evaluation of Different Cokriging Methods for Rainfall Estimation in Arid Regions (Central Kavir Basin in Iran). – *Desert* 19-1, 1 – 9.

Internetquellen

- CLIMATE-DATA.ORG (o. J. a): Datenquellen. <<http://de.climate-data.org/info/sources/>> (Stand: o. A.) (Zugriff: 19.11.2015).
- CORSALE, A. (2011): Environmental conflicts and sustainable water policies in the Mediterranean Region. The case of Sardinia. <http://taurus.gg.bg.ut.ee/erasmusip/2011_Cagliari/materials/01_pre_learning/water_related_issues/CONFLICTS%20AND%20WATER%20IN%20SARDINIA.pdf> (Stand: 2011) (Zugriff: 16.03.2015).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2015): Wetterlexikon: Jahreszeiten. <http://www.dwd.de/bvbw/app-manager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_menu2_wetterlexikon&_nfls=false> (Stand: 2015) (Zugriff: 26.06.2015).
- NOAA NCDC (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION NATIONAL CLIMATIC DATA CENTER) (2015): State of the Climate: Global Analysis for December 2014. <<http://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/2014/12>> (Stand: Januar 2015) (Zugriff: 05.03.2015).
- PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA (2012a): Geografia e clima. <<http://www.parcoasinara.org/?modulo=contenuti&id=303>> (Stand: 2012) (Zugriff: 18.02.2015).

- PARCO NAZIONALE DELL'ASINARA (2012b): Osservatorio del Parco Nazionale dell'Asinara presso Fornelli. <<http://www.parcoasinara.org/?modulo=contenuti&id=366>> (Stand: 2012) (Zugriff: 03.11.2015).
- UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION) (2006): Island of Asinara. <<http://whc.unesco.org/en/tentativelists/5002/>> (Stand: 06.06.2006) (Zugriff: 17.10.2014).
- WMO (WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION) (2012): Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation. <https://3920fa727af316d4a002d14303005d900630223b.googledrive.com/host/0BwdvoC9AeWjUZW1iQ2JYNDNDdUE/wmo_8-2012_en.pdf> (Stand: 2012) (Zugriff: 08.11.2015).

Daten und Kartenmaterial

- CLIMATE-DATA.ORG (o. J. b): Klima: Isthintini/Stintino. <<http://de.climate-data.org/location/117335/>> (Stand: o. A.) (Zugriff: 02.11.2015).
- CLIMATE-DATA.ORG (o. J. c): Klima: Posthodorra/Porto Torres. <<http://de.climate-data.org/location/14515/>> (Stand: o. A.) (Zugriff: 02.11.2015).
- CLIMATE-DATA.ORG (o. J. d): Klima: L'Alguer/Alghero. <<http://de.climate-data.org/location/1191/>> (Stand: o. A.) (Zugriff: 02.11.2015).
- GLOBAL ADMINISTRATIVE AREAS (O. J.): Shapefile Italy. <<http://www.gadm.org/download>> (Stand: o. A.) (Zugriff: 03.12.2015).
- IBIMET (ISTITUTO DI BIOMETEOROLOGIA) (2007): Klimadaten Klimastation Fornelli 2006 – 2007.
- IBIMET (ISTITUTO DI BIOMETEOROLOGIA) (2008): Klimadaten Klimastation Fornelli 2008.
- IBIMET (ISTITUTO DI BIOMETEOROLOGIA) (2009): Klimadaten Klimastation Fornelli 2009.
- IBIMET (ISTITUTO DI BIOMETEOROLOGIA) (2011): Klimadaten Klimastation Fornelli 2010 – 2011.
- IBIMET (ISTITUTO DI BIOMETEOROLOGIA) (2012): Klimadaten Klimastation Fornelli 2012.
- IBIMET (ISTITUTO DI BIOMETEOROLOGIA) (2013): Klimadaten Klimastation Fornelli 2013.
- MINISTERO DELLA DIFESA (2013): Servizio climatologia meteorologico. CLINO (Climate Normals). <<http://clima.meteoam.it/Clino61-90.php>> (Stand: 2013) (Zugriff: 20.01.2013).
- REGIONE AUTONOME DELLA SARDEGNA (2015): Sardegna Geoportale. Modello Digitale del Terreno (DTM), passo 5m. <<http://www.sardegna.geoportale.it/index.php?xsl=1598&s=161743&v=2&c=8936&t=1>> (Stand: 2015) (Zugriff: 22.03.2013).
- SARDEGNA GEOPORTALE (2008): Ortofoto 2008 – mosaico roma40. <http://webgis2.regione.sardegna.it/catalogodati/card.jsp?uuid=R_SARDEG:LXJEF> (Stand: 2008)

Anschrift der Autoren:

M.Sc. Hannah Graen
Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim
hannah.graen@
uni-hildesheim.de

M.Sc. Robin Stadtmann
Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim
robin.stadtmann@
uni-hildesheim.de

Prof. Dr. Martin Sauerwein
Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim
martin.sauerwein@
uni-hildesheim.de

Entwicklung eines Monitoringkonzeptes für Niedermoore am Beispiel des Bergen-Weißacker Moores, Süd-Brandenburg

Sarah Matheis, Nico Herrmann & Martin Sauerwein

Zusammenfassung

In den vergangenen Jahren wurden zahlreiche Wiedervernässungsmaßnahmen in degradierten Moorökosystemen umgesetzt und Handlungsempfehlungen für den Moorschutz erarbeitet (EUROPEAN COMMISSION 2014, MLUL, LANDGRAF 2010:128). Ein speziell auf Niedermoore ausgerichtetes Monitoringkonzept ist bislang noch nicht realisiert (LUTHARDT 2014c:271). Ziel des vorliegenden Beitrages ist die Entwicklung eines Monitoringkonzeptes, welches als Erfolgskontrolle bzw. Evaluation einer Wiedervernässungsmaßnahme in einem revitalisierten Niedermoor Anwendung finden soll.

Das Bergen-Weißacker Moor, welches in einer montanindustriell beeinflussten Region in Südbrandenburg lokalisiert ist, dient daher als beispielhaftes Mooregebiet. Das Konzept basiert auf einer Ist-Zustandsanalyse und einer sich daran anschließenden Selektion indikatorischer Parameter. Der Status-Quo des Mooregebietes wird durch eine standardisierte Recherche verschiedener Quellen, ein grundwasserhydrologisches Monitoring und eine bodenkundliche Inventarisierung abgebildet.

Die Ergebnisse aus der Ist-Zustandsanalyse ermöglichen eine detaillierte Charakterisierung des Projektgebietes und bilden die Grundlage für die Selektion von Parametern. Diese können als Indikatoren für die Bewertung der Zielsetzungen der Revitalisierungsmaßnahme herangezogen werden. Die verschiedenen, selektierten Parameter erlauben eine Bewertung der Revitalisierungsmaßnahme in einem langfristig angelegten Monitoring. Um die Maßnahme hinreichend bewerten zu können ist eine Kombination verschiedener Aufnahmeparameter notwendig. Dabei sind neben hydrologischen Daten Informationen zur Vegetationsentwicklung sowie zum Zustand des Torfkörpers zu gewinnen. Bei der Interpretation der aufgenommenen Indikatoren kommt insbesondere den Ergebnissen aus der bodenkundlichen Inventarisierung eine besondere Relevanz zu.

Schlüsselwörter: Moor-Revitalisierung, Moorgenese, bodenkundliche Inventarisierung, Monitoring, Süd-Brandenburg.

Summary

During the past years, a number of rewetting projects of degraded peatlands were completed. A concept to monitor fens has not been developed yet (LUTHARDT 2014c:271). Goal of this project is to develop a concept to monitor and evaluate the rewetting of revitalized fens.

The Bergen-Weißacker Moor, which is located in a region in southern Brandenburg influenced by coal industry, serves as an exemplary fen. The approach is based on an actual state analysis and a subsequent selection of indicating parameters to evaluate the success of the actions taken. The current state of the peatland is evaluated using a standardized evaluation of several resources, monitoring of the groundwater, as well as soil mapping.

The results of the actual state analysis allow a detailed characterization of the project area. The results are also the foundation for the selection of parameters, which can be used to evaluate the success of the revitalization project. A number of different parameters are selected, which allow the evaluation of a revitalization project over a long time frame. In order to evaluate the project sufficiently, a combination of different exposure factors are required. Besides hydrologic factors, information about the development of vegetation, as well as the status of the peat body have to be collected. When interpreting the recorded indicators, the results of the soil mapping are especially relevant.

Keywords: peatland-revitalizing, peatland genesis, soil mapping, monitoring, South-Brandenburg.

1 Zielsetzung

Übergeordnetes Ziel dieser Studie ist die **Entwicklung eines Monitoringkonzeptes**, welches als Erfolgskontrolle für Revitalisierungsprojekte in Moorökosystemen eingesetzt werden kann. Das Konzept wird in Kooperation mit der Heinz Sielmann Stiftung beispielhaft an dem im Jahr 2014 wiedervernässten Bergen-Weißacker Moor entwickelt.

Die Charakterisierung des Ökosystemzustandes vor der Maßnahmenrealisierung schafft die Bewertungsgrundlage bei der Evaluierung. Die Zielvorgaben, die in dem Maßnahmenkonzept für die Wiedervernässung des Moores formuliert werden, bilden die Basis für die Ausarbeitung des Monitoringkonzeptes. Die Evaluierung der Maßnahme erfolgt durch die Gegenüberstellung des Ökosystemzustandes vor und nach der Realisierung des Revitalisierungsprojektes anhand verschiedener Aufnahmeparameter. Dabei werden Erkenntnisse aus bereits umgesetzten Monitoringprojekten berücksichtigt.

Aus diesem Zusammenhang lassen sich folgende **Teilziele** ableiten:

1. Für die Evaluierung der Revitalisierungsmaßnahme ist der Ökosystemzustand vor der Umsetzung der Maßnahme zu ermitteln. Dazu sollen bereits vorliegende Informationen zu dem Projektgebiet ausgewertet und in einen genetischen Zusammenhang zueinander gebracht werden.
2. Durch die Wiedervernässung des Bergener Moores wird eine Verbesserung des Gebietswasserhaushaltes angestrebt. Die Ergebnisse aus einem hydrologischen Monitoring, sollen die rezenten hydrologischen Verhältnisse aufzeigen. Damit bilden diese die Grundlage für die Evaluierung der verfolgten Zielsetzung.
3. Die Revitalisierungsmaßnahme zielt langfristig darauf ab, durch die Verbesserung der hydrologischen Bedingungen den Torfkörper zu erhalten. Mit der bodenkundlichen Inventarisierung sollen Erkenntnisse über den rezenten Zustand des Torfkörpers gewonnen sowie grundlegende systemare Kenntnisse zu dem Moorökosystem abgeleitet werden.
4. Die Maßnahmenziele bilden die Grundlage für die Ausgestaltung der Erfolgskontrolle. Für die Evaluierung der Revitalisierungsmaßnahme sind Parameter auszuwählen, die als Indikatoren für die Bewertung der Maßnahme herangezogen werden können. Unter Berücksichtigung der zeitlichen und räumlichen Dimension sollen Beobachtungs(zeit)räume für die verschiedenen indikatorischen Parameter definiert werden.

Abb. 1 visualisiert die einzelnen Schritte, die zur Umsetzung der Zielstellung durchlaufen werden. Die Aufnahme und die Auswertung der Evaluationsparameter sind dabei kein Bestandteil der vorliegenden Studie. Es handelt sich um eine Konzeptentwicklung, die die Ziele der Revitalisierungsmaßnahme berücksichtigt.

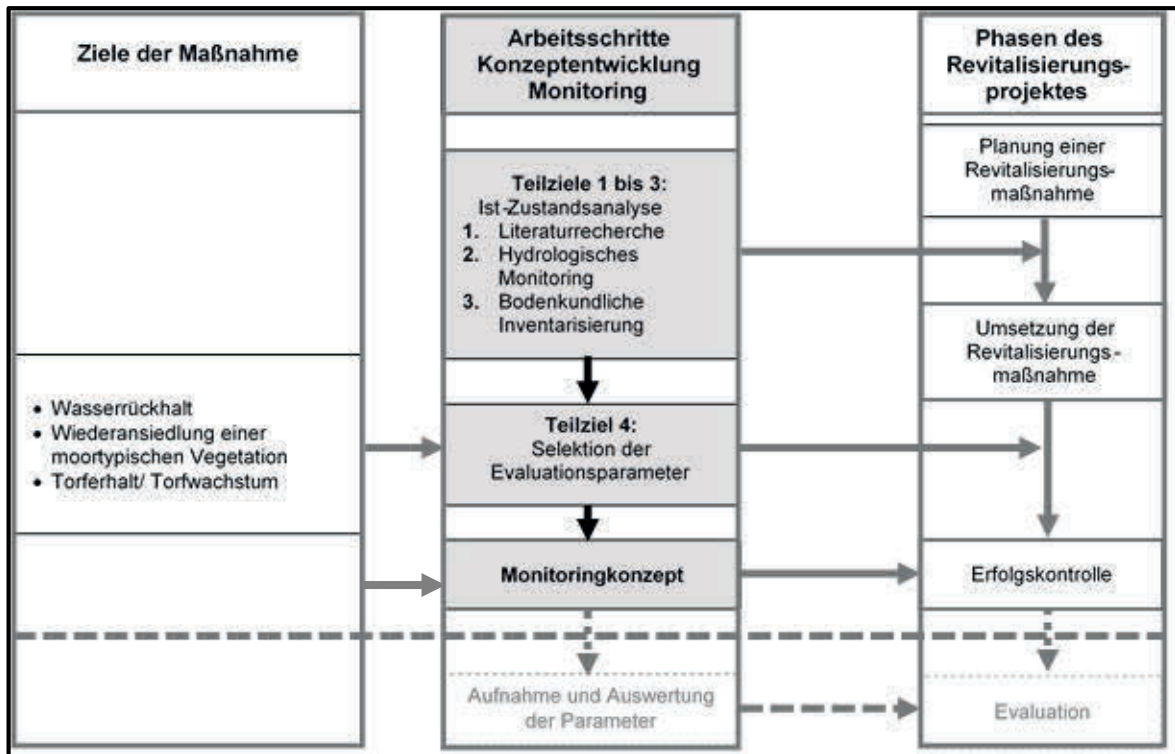


Abb. 1: Untersuchungsdesign.

2 Der Untersuchungsraum

2.1 Lage

Der Untersuchungsraum erstreckt sich in der Niederlausitz, in Südbrandenburg (Abb.2) (vgl. LGB 2010). Im südwestlichen Bereich des Landkreises Dahme-Spreewald ist das Bergen-Weißacker Moor lokalisiert. Das seit 1969 als Naturschutzgebiet gesicherte Feuchthabitat umfasst eine Fläche von 110 ha (RAT DES BEZIRKES COTTBUS 1981). Das Moor befindet sich südlich der Kleinstadt Luckau. Der ehemalige und bereits vollständig geflutete Tagebau „Schlabendorf-Süd“ ist in nordöstlicher Richtung, in ca. 3 km Entfernung zum Projektgebiet lokalisiert.



Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebietes in Brandenburg (Land Brandenburg 2014).

2.2 Geomorphologie und Geologie

Das Projektgebiet liegt im Altmoränenengebiet am Hangfuß einer Endmoräne des Niederlausitzer Landrückens (HERMSDORF 2007:7). Das Bergen-Weißacker Moor ist Bestandteil des Lukau-Calauer Beckens (HERMSDORF 2007:7). Das Relief dieser Haupteinheit wurde vom Warthe-Stadial der Saale-Kaltzeit geprägt (KÜHN 2014:28). Kennzeichnend für das Relief ist eine reiche Formenvielfalt aus „Becken, Hochflächeninseln und Talungen“ (HERMSDORF 2007:7). Saalezeitliche Sedimente wie die sandigen Schmelzwasserablagerungen sind weiträumig verbreitet. Des Weiteren treten Bändertone und Bänderschluße in diesem Gebiet auf (HERMSDORF 2007:11). Die saalezeitlich geprägten quartären Lockergesteinsdecken sind durch glaziale Prozesse häufig chaotisch und kompliziert gelagert (HERMSDORF 2007:12).

Während der weichselzeitlichen Vereisung herrschten in der Niederlausitz periglaziale Bedingungen vor (HERMSDORF 2007:12 f.). In diesen eisfreien Gebieten wurde das Relief durch den „Reliefausgleich und die Prozesse der Deflation, Solifluktion und Denudation“ (KÜHN 2014:28) überprägt. Neben „Windkanter-führenden Steinsohlen“ (HERMSDORF 2007:13) zeugen 50 bis 60 cm mächtige Sandlössdecken im Landkreis Dahme-Spreewald von diesen reliefprägenden Prozessen (vgl. HERMSDORF 2007:13).

Durch das Abschmelzen der Inlandeisdecken am Ende des Pleistozäns erhöhten sich die Grundwasserstände und in den Niederungsgebieten setzte die Bildung von Sümpfen und Mooren ein (ZEPP 2011:315 ff., HERMSDORF 2007:14). Im Untersuchungsraum entwickelten sich ausschließlich geringmächtige, grundwassergespeiste Moore, die sich durch „Anmoorbildungen, Mudden und geringmächtige Niedermoortorfe auszeichnen“ (vgl. HERMSDORF 2007:14, LUTHARDT & ZEITZ 2014:30).

2.3 Klima

Brandenburg wird im Nordwesten von subatlantischen Einflüssen dominiert. Der weiter östlich gelegene Teil unterliegt kontinentaleren Bedingungen mit kalten Wintern und trockenen Sommern (STACKEBRANDT & MANHENKE 2010:11).

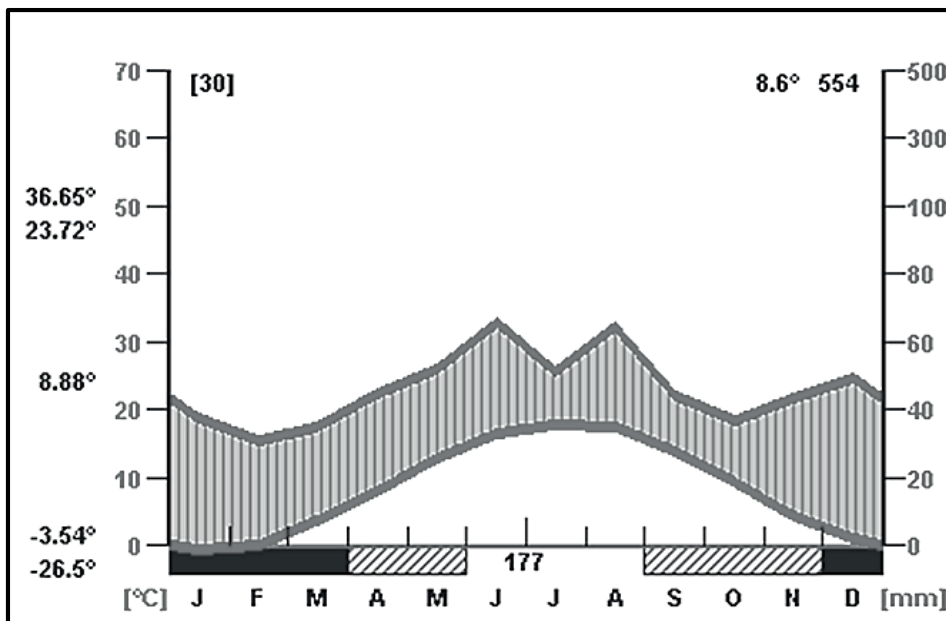


Abb. 2: Klimadiagramm Bergen-Weißacker Moor (Referenzdaten 1961-1990; PIK 2009).

Im Bergen-Weißacker Moor ist eine Jahresmitteltemperatur von 8,6° C (Abb. 3) und eine durchschnittliche Niederschlagssumme von 554 mm (Abb. 3) zu konstatieren (STACKEBRANDT & LIPPSTREU 2010:11, PIK 2009, 1961-1990). Besonders niederschlagsreich stellen sich die Monate Juni und August dar (Abb. 3) (PIK 2009). Im bundesweiten Vergleich handelt es sich eher um einen von Trockenheit geprägten Landschaftsraum (GERSTENGARBE et al. 2003:10). Das mittlere tägliche Temperatur-Maximum des

wärmsten Monats beträgt 23,72 °C. Der kälteste Monat weist ein mittleres tägliches Temperatur-Minimum von minus 3,54 °C auf (PIK 2009). Diese relativ große Differenz zwischen den Temperaturen des wärmsten und des kältesten Monats ist charakteristisch für ein kontinental geprägtes Klima (LESER et al. 2005:448).

2.4 Hydrologie

In den Niederungsgebieten des Untersuchungsraumes bilden saalezeitliche Ablagerungen den wichtigsten quartären Aquifer. Der obere Grundwasserleiterkomplex 1 (GWLK 1) wird aus „saale- und weichselzeitlichen Kiesen und Sanden aufgebaut und zeichnet sich durch einen geringen Flurabstand aus (meist < 5 m unter Flur)“ (MANHENKE & PAWLITZKY 2010:106).

Als Folge der intensiven glazialen und periglazialen Prägung des Gebietes (vgl. Kap. 2.2) sind die Lagerungsverhältnisse im Untersuchungsraum heterogen (MANHENKE & PAWLITZKY 2010:10 f.). Aus dieser chaotischen Lagerung können schwebende Grundwasserleiter resultieren (KATZUR & BÖCKER 2010:38). In der Lausitz ist der GWLK 1 zum Teil im Rahmen von bergbaubedingten Grundwasserabsenkungsmaßnahmen entwässert worden (vgl. Kap. 2.5) (MANHENKE & PAWLITZKY 2010:106).

Brandenburg ist durch ein geringes Niederschlagsangebot und Wasserdargebot zu charakterisieren (MEIER-UHLHERR et al. 2014:232). Langfristige Klimaaufzeichnungen ergeben für den Raum Brandenburg in vielen Regionen, eine negative Wasserbilanz in den Sommermonaten (MEIER-UHLHERR et al. 2014:232).

Neben den klimatischen Veränderungen nehmen anthropogene Nutzungen einen Einfluss auf die hydrologische Situation. In den vergangenen Jahrzehnten haben die komplexen Hydromeliorationen, die planmäßige Forstwirtschaft mit der Anlage von Kiefernmonokulturen, die Unterhaltung der Braunkohlentagebaue sowie die klimatischen Veränderungen zu einer Erhöhung des Grundwasserflurabstandes geführt (KAISER et al. 2012:73).

2.5 Bergbau: Braunkohlenrevier und Folgelandschaft

Der Untersuchungsraum befindet sich in einem Teilgebiet des Lausitzer Braunkohlenrevieres (KATZUR & BÖCKER 2010:21). Mit der Erschließung des Abbaugbietes „Schlabendorf-Süd“ wurde 1972 die Absenkung des Grundwasserspiegels in dem Untersuchungsraum eingeleitet (LMBV 2012:8). Drei Jahre später begann der Aufschluss des südöstlich der Kleinstadt Luckau gelegenen Abbaugbietes (LMBV 2012:8). Im Jahr 1991 wurde der Tagebaubetrieb stillgelegt und die Grundwasserabsenkung aufgegeben (LMBV 2012:8).

Die zur Gewinnung der Kohle über Tage notwendige Grundwasserabsenkung führt zu gravierenden Änderungen im gesamten Landschaftswasserhaushalt. Aus der punktuellen Grundwasserhebung resultiert ein Absenkungstrichter. In der Hochphase des Lausitzer Kohleabbaus im Jahr 1989 konnte aufgrund der Entwässerungsmaßnahmen ein Grundwasserdefizit von 13 Mrd. m³ verzeichnet werden (LUA 2003:77). Rezent beläuft sich das Wasserdefizit im Lausitzer Revier auf 1,1 Mrd. m³ (Stand: 2013) (LMBV 2013:40).

Die Erhöhung des Grundwasserflurabstandes führt zu einer Belüftung der oberflächennahen Bodenhorizonte. Daraus resultieren Humifizierungs- und Mineralisierungsprozesse, die auf den Niedermoorflächen zu einer Zersetzung der Torfe führen (SCHWÄRZEL et al. 2002:480). Nach dem Ende der Bergbauaktivitäten erfolgt im Rahmen der Bergbausanierung die Verfüllung oder Teilverfüllung der entstandenen Restlöcher (LMBV 2013:15 ff.).

In der Lausitz hat sich die Stillgewässerfläche durch die Eigen- und Fremdflutung der Restlöcher um das Achtfache der Ursprungsfläche erhöht (FLEISCHHAMMEL et al. 2010:29). Die offenen Wasserflächen führen zu einer Erhöhung der Evapotranspirationsrate und somit zu einer höheren Luftfeuchtigkeit (HÜTTL et al. 2011:60). Daraus resultiert eine Beeinflussung des Mesoklimas im gesamten Untersuchungsraum. Seit der Stilllegung der Kohlegewinnung 1991 wird ein Sanierungsplan in dem Abbaugbiet der „Schlabendorfer Felder“ durch die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) umgesetzt.

Von 2002 bis 2012 erfolgte die Flutung des Restloches des Tagesbaus „Schlabendorf-Süd“. Die Flutung wurde weitgehend über den natürlichen Anstieg des Grundwasserspiegels erreicht (GRÜNEWALD et al. 2012:18,43,60). Ergebnisse einer Grundwassermodellierung zeigen, dass rezent im Vergleich zu den vorbergbaulichen Verhältnissen im westlichen Teil („Weißacker Moor“) höhere und im östlichen Teil („Bergener Moor“) des Mooregebietes niedrigere Grundwasserstände zu verzeichnen sind (MEHL et al. 2012:51).

2.6 Schutzstatus und Erhaltungsziele des Bergen-Weißacker Moores

Das Bergen-Weißacker Moor ist seit dem 6. Februar 1969 als Naturschutzgebiet gesichert (RAT DES BEZIRKES COTTBUS 1981). Als Nisthabitat und Sammelplatz für den Kranich (*Grus grus*) übernimmt das Bergen-Weißacker Moor eine wichtige Lebensraumfunktion. Darüber hinaus stellt das Moor ein Refugium für atlantische Florenelemente wie den Gagelstrauch (*Myrica gale L.*) dar. Als Schutzziel ist die Erhaltung von Sukzessionsstadien oligotropher Moorvegetation in der Schutzgebietsverordnung formuliert. Des Weiteren ist die Habitatfunktion für den Kranich dauerhaft zu gewährleisten (RAT DES BEZIRKES COTTBUS 1981). Im Dezember 2004 wurde das Moor als FFH-Gebiet in das Schutzgebietsnetz Natura 2000 aufgenommen. Auf einer Fläche von 115 ha erstreckt sich das Areal, welches eine besondere Güte durch selten atlantisch getönte Moor- und Sumpfhabitats besitzt (AMTSBLATT EG o.J.:12). In den Entwicklungszielen der FFH-Gebietsverordnung wird für das Bergen-Weißacker Moor eine Verbesserung der hydrologischen Bedingungen angestrebt. Die Erhaltung und Wiederherstellung von Torfmoorsubstraten wird als weiteres Ziel verfolgt (LUGV 2001). Daneben wird die Etablierung einer für Moorstandorte typischen Vegetation angestrebt (MEHL et al. 2012:66).

3 Arbeits- und Untersuchungsmethoden

3.1 Auswahl des Projektgebietes

Das Projektgebiet konzentriert sich auf den nordöstlichen Teil des Bergen-Weißacker Moores (Abb.4). Dieser wird aufgrund seiner Nähe zu der Ortschaft Bergen als Bergener Teil bezeichnet.

Die Auswahl des Projektgebietes gründet sich auf folgende Prämissen:

- Im Oktober 2014 Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahme „Torferhalt durch Grabenverschluss“ im Bergener Teil (HSS 2013).
- In der Machbarkeitsstudie „Moorschutz“ wird für den Bergener-Teil ein hohes Moorentwicklungspotential angenommen (MEHL et al. 2012:67).
- Die Machbarkeitsstudie empfiehlt ein Monitoring als Bestandteil der Revitalisierungsmaßnahme (MEHL et al. 2012:67).
- Der Hauptflächeneigner des Projektgebietes fungiert als Projektpartner. Dadurch wird die Umsetzung des Konzeptes sichergestellt (HSS 2013).

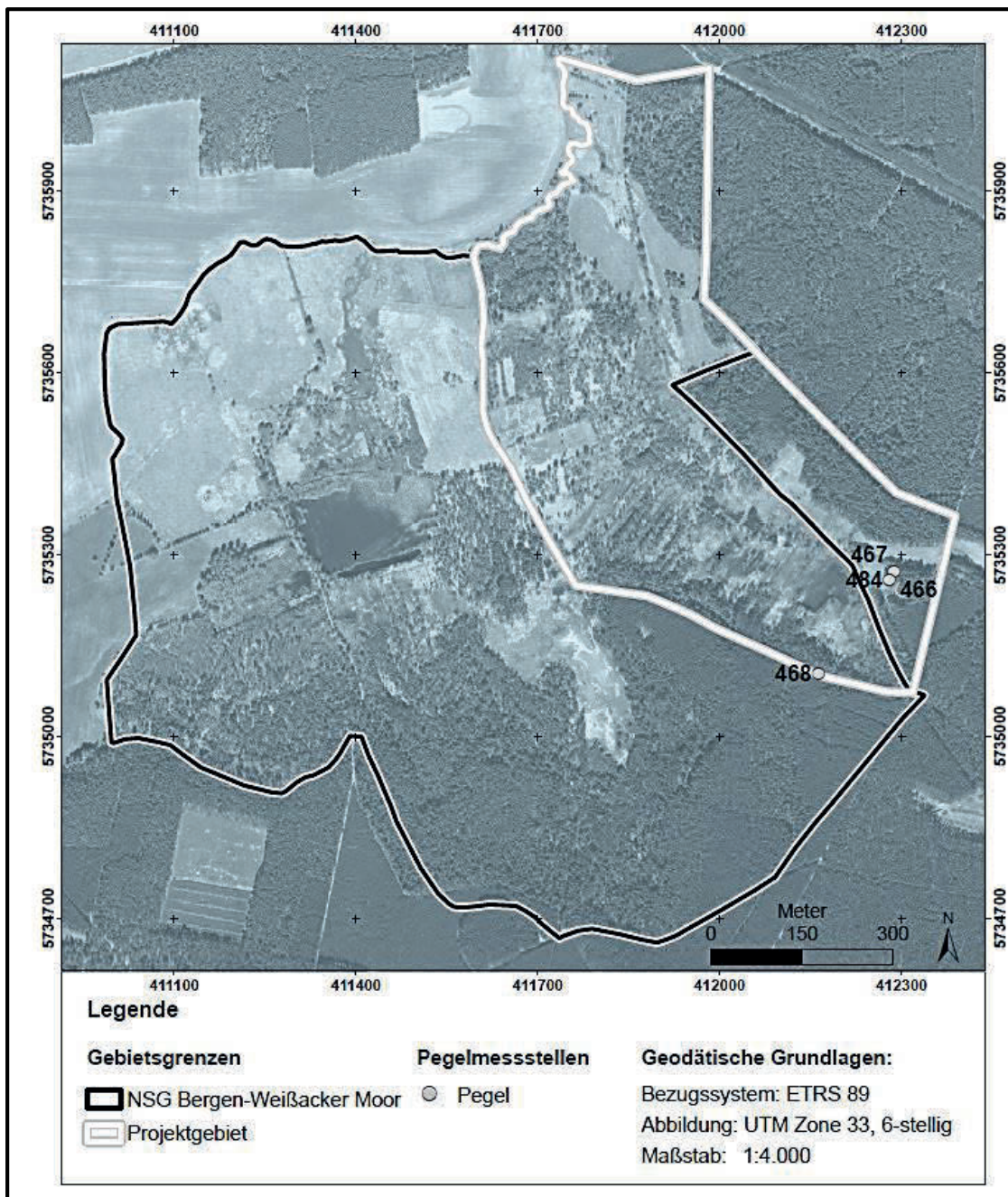


Abb. 3: Lage des Projektgebietes und der Pegelmessstellen (Datengrundlage: LGB Luftbild, LMBV 2011).

Die Grenzen des 42 ha großen Projektgebietes orientieren sich zum Teil an den Gemarkungen des Naturschutzgebietes Bergen-Weißacker Moor und der Flurstücke, die sich im Flächeneigentum der Heinz Sielmann Stiftung befinden. Eine prägnante Grabenstruktur („Zuleitungsgraben“) im Südosten des Gebietes, markiert die Grenze zwischen dem Bergener- und dem Weißacker Teil (Abb. 4).

3.2 Ist-Zustandsanalyse – Status Quo vor der Maßnahme

3.2.1 Recherche und Aufbereitung von Grundlageninformationen

Die Charakterisierung des Bergen-Weißacker Moores basiert auf der Auswertung von Literaturquellen, historischen Kartenblätter (z.B. Preußischen Kartenaufnahme von 1847, LGB 2003) und digitalen Karten, die Informationen über das Bergen-Weißacker Moor beinhalten. Des Weiteren sind im Rahmen der Recherche Experten befragt worden, die sich bereits seit mehreren Jahrzehnten mit diesem Naturraum auseinandersetzen (LIST 2014, ILLIG 2014).

3.2.2 Grundwasserverhältnisse

Die LMBV hat im Rahmen der Bergbausanierung Grundwassermessstellen in den Randbereichen des Bergen-Weißacker Moores installiert. Im Projektgebiet sind im Rahmen der Ist-Zustandsanalyse die Pegelstände an vier Messstellen im Randbereich des Bergener Moorsteils (Abb. 4) aufgenommen worden. Bei den Messstellen handelt es sich um die Pegel mit den Kennzahlen 484, 466, 467 und 468. Die Pegel 466 und 467 sind am östlichen Rand in unmittelbarer Nähe zu einer agrarwirtschaftlich genutzten Fläche lokalisiert und liegen nur wenige Zentimeter entfernt voneinander. In einer Distanz von wenigen Metern befindet sich der Pegel 484, der am südöstlichen Moorrand in einer Kiefer-dominierten Forstfläche installiert wurde. Der Pegel 468 befindet sich im Südwesten in unmittelbarer Nähe zum Zuleitungsgraben (Abb. 4). Die Grundwasserstände wurden annähernd zu einem gleichen Zeitpunkt in der Monatsmitte von November 2013 bis Juni 2014 mit einer Brunnenpfeife ermittelt. Darüber hinaus sind Aufzeichnungen aus Messungen berücksichtigt worden, die in einem Zeitraum von 1992 bis 2013 durchgeführt wurden (LMBV 2013b).

3.2.3 Bodenkundliche Inventarisierung

Aus den Informationen der pedologischen Aufnahmen (z.B. Verbreitung, Art, Mächtigkeit der Torfe) lassen sich Hinweise zu dem Moortyp und der Entstehungsgeschichte dieses Feuchtlebensraumes ableiten (MEIER-UHLHERR et al. 2011:5).

Bei der Ausarbeitung des Untersuchungskonzeptes für die bodenkundliche Inventarisierung sind sowohl verschiedene Kartenwerke als auch Ergebnisse aus bereits vorangegangenen bodenkundlichen Untersuchungen berücksichtigt worden (vgl. STEGMANN et al. 2011, SCHMIDT 2013, LMBV 2011).

Die pedologische Erschließung wurde mit einem Pürckhauer-Bohrstock (Arbeitslänge 1 m bzw. 1,5 m) vorgenommen. Für die Dokumentation der Ergebnisse wurde ein Formblatt ausgestaltet, welches sich an den Vorgaben der „Bodenkundliche Kartieranleitung“ orientiert (AD-HOC AG BODEN 2005).

Die bodenkundlichen Aufnahmen sind im Zeitraum von Juni 2014 bis August 2014 erfolgt. Bei der Auswahl eines Standortes für die Durchführung einer Sondierung wurden die Biotopstrukturen, das Relief und die hydrologischen Verhältnisse berücksichtigt. Auf die Festlegung von definierten Abständen zwischen den Bohrpunkten oder einer Mindestanzahl an vorzunehmenden Sondierungen wurde im Vorfeld verzichtet. Die Aufnahmesituation (z.B. Vegetation, anthropogene Einflüsse) wurde an allen Standorten dokumentiert. An nicht zu stark vernässten Standorten erfolgte die Beurteilung des Bodengefüges an einem Bodenmonolith. Die geographische Lage der Aufnahmepunkte ist mit dem GPS12 der Firma Garmin® bestimmt worden.

Insgesamt wurden 168 Standorte bodenkundlich charakterisiert. Dabei wurde zunächst die Moorumgebung durch die Anlage von vier verschiedenen **Catenen** pedologisch erschlossen. Für die bodenkundlichen Aufnahmen im Mooregebiet wurden, unter Berücksichtigung der heterogenen hydrologischen Verhältnisse im Projektgebiet, zwei von Südost nach Norden verlaufende **Transekte** angelegt. Um dem Anspruch einer umfassenden bodenkundlichen Inventarisierung gerecht zu werden, wurde im letzten Schritt eine **Verdichtung der Aufnahmepunkte** im Projektgebiet vorgenommen.

Die Ansprache der gewonnenen Bodenbohrkerne wurde im Feld auf der Grundlage der „Bodenkundlichen Kartieranleitung“ (AD-HOC AG BODEN 2005) durchgeführt. Für die Kennzeichnung der Horizontfarben wurde die MUNSELL-Farbtabelle herangezogen (MUNSELL 1967). Ergänzend wurden für die Ansprache der vorgefundenen Moorsubstrate die Inhalte der „Steckbriefe Moorsubstrate“ (MEIER-UHLHERR et al. 2011) einbezogen. Für die bodenkundliche und botanische Kennzeichnung der Torfe wurden sowohl die Torfarteneinheit als auch die Torfartengruppe bestimmt (vgl. AD-HOC AG BODEN 2005:158, SUCROW & STEGMANN 2012:59).

Neben der botanischen und bodenkundlichen Kennzeichnung wurde der Zersetzungsgrad (H) (syn. Humositätsgrad) mit der Quetschmethode nach VON POST (1924) für eine weitere Charakterisierung der Torfe im Feld ermittelt (DIN19682-12 2007:6). Bei trockenen oder nur schwach feuchten Substraten wurde der Zersetzungsgrad anhand des Anteils der noch sichtbaren Pflanzenstrukturen gegenüber dem bereits stark humifiziertem Material abgeleitet.

Bei einigen Sondierungen wurden mit dem Boden pH-Messgerät PH-212 der Firma Voltkraft die Säure-Base-Verhältnisse in schwach bis mittel zersetzten Torfen ermittelt.

Substrate mit einem organischen Anteil von 5 bis < 30 Masse-% wurden bei der Bohrkernansprache als Mudden gekennzeichnet (MEIER-UHLHERR et al. 2011a:2). Die Abgrenzung der Muddearten erfolgt über die Identifizierung der Hauptanteile.

Aus den Ergebnissen der Ansprache der Bohrprofile wurden sowohl der Bodentyp als auch die Bodenform abgeleitet (AD-HOC AG BODEN 2005:191).

3.2.4 Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

Die Ergebnisse aus den bodenkundlichen Aufnahmen wurden mit dem Geographischen Informationssystem (Version ArcGis 10.2 Desktop) der Firma ESRI analysiert. Für die geostatistische Analyse der Ergebnisse aus den bodenkundlichen Aufnahmen wurde das Werkzeug „*Ordinary Kriging*“ eingesetzt. Vor der Anwendung des Analysetools wurden die Ergebnisse der bodenkundlichen Ansprache unter Berücksichtigung von verschiedenen Aspekten (z.B. Humositätsgrad, Torfhorizonte) klassifiziert. Die schematische Darstellung der Bohrprofile erfolgte nach Vorgaben der DIN 4023 (DIN4023 2006:625). Die Ergebnisse der bodenkundlichen Aufnahmen bilden die Grundlage, um das Projektgebiet im Hinblick auf den Moortyp näher zu klassifizieren. Entsprechende Zuordnungskriterien sind aus Standardwerken der Moor- und Bodenkunde entnommen worden (vgl. AD-HOC AG BODEN 2005, SUCCOW & JOOSTEN 2012, MEIER-UHLHERR et al. 2011, 2011a).

3.3 Post-Maßnahmenumsetzung – Indikatoren für die Evaluation

Für die Evaluierung der durchgeführten Revitalisierungsmaßnahme im Bergener Moor sind Parameter auszuwählen, die den Erfolg oder den Misserfolg des Revitalisierungsprojektes abbilden können.

Die Revitalisierungsziele bilden die Grundlage für die Auswahl der Parameter, die sich als Indikatoren für die Evaluierung einer Maßnahme eignen. Im Bergener Moor werden mit der Umsetzung der Maßnahme „Torferhalt durch Grabenverschluss“ folgende Ziele angestrebt (HSS 2013, MEHL et al. 2012):

- Verbesserung des Gebietswasserhaushaltes durch Wasserrückhalt,
- Stabilisierung des Wasserhaushaltes im erhaltenen Torfkörper,
- Wiederansiedlung moortypischer Vegetationsgesellschaften,
- Verhinderung einer weiteren Moordegradation (Stabilisierung des Torfkörpers),
- Wiederbelebung des Torfwachstums.

Die Ergebnisse, die aus der Aufnahme der ausgewählten Parameter resultieren müssen den Effekt einer Maßnahme abbilden und Rückschlüsse auf die Erreichung der Monitoringziele ermöglichen (vgl. BONNETT et al. 2009:9). Die Auswahl der Parameter, die eine hohe indikatorische Relevanz für die Evaluierung der im Projektgebiet durchgeführten Revitalisierungsmaßnahme besitzen basiert auf Literaturrecherchen.

4 Ergebnisse

4.1 Erfassung des Status Quo – Ist-Zustand & Historischer Rückblick

Für die Darstellung des Status-Quo werden sowohl bereits vorliegende Informationen differenter Quellen als auch Ergebnisse aus hydrologischen und bodenkundlichen Erhebungen einbezogen, die in Feldstudien im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnen wurden.

4.1.1 Charakterisierung des Moorökosystems - Rechercheergebnisse

Nutzungs- und Siedlungsgeschichte

Im 14. Jahrhundert führte der zunehmende Nutzungsdruck auf die Landschaft in Kombination mit intensiven Niederschlagsereignissen zu extremen Bodenerosionsereignissen im Untersuchungsraum (ZBINDEN 2011:200). Ausgelöst durch verschiedene Ereignisse (z.B. Agrarkrise, Pestepidemien) ließ im Spätmittelalter der Nutzungsdruck auf die Landschaft nach und Waldflächen konnten sich wieder ausbreiten (LUGV o.J.:79). Mit der Einführung der planmäßigen Forstwirtschaft im 18. Jahrhundert wurden vorwiegend Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) dominierte Wälder auf ertragsschwachen Standorten der Niederlausitzer Moränenplatten angelegt (LUGV o.J.:80, DRASTIG et al. 2010:11). Im Vergleich zu den sanddominierten Moränenplatten stellen Niedermoore ertragssichere Flächen dar. Zur Schaffung agrarwirtschaftlicher Nutzfläche wurden Moorflächen drainiert (DRASTIG et al. 2010:11 ff.). Im Bergen-Weißacker Moor zeugen Entwässerungsgräben von der Trockenlegung. Ergebnisse von Pollenanalysen, aus den 1970er Jahren belegen die landwirtschaftliche Nutzung in dem Projektgebiet seit dem hochmittelalterlichen Landesausbau im 12. Jahrhundert (LANGE et al. 1978:35). Historische Kartenblätter wie das Ur-Messtischblatt Nr. 2397 von 1847 dokumentieren den Abbau von Torf im Bergen-Weißacker Moor. Der Torfabbau setzte nach Informationen aus Archivalien im 19. Jahrhundert in dem Moorgebiet ein und wurde 1920 wieder beendet (ILLIG et al. 2002:6,8, STACKEBRANDT & MANHENKE 2010:33, LANGE et al. 1978:37). Rezent weisen dystrophe Stillgewässer (z.B. Nuck Teich & Moorteich) und Torfstichrelikte im Moor auf den einstigen Torfabbau hin (ILLIG et al. 2002:8, LIST 2014). Das Bergen-Weißacker Moor liegt in der direkten Umgebung zum Tagebau „Schlabendorf-Süd“ (vgl. Kap. 2.5). Zwischen den Jahren 1980 und 1983 wurde das Moor von dem Absenkungstrichter des Tagebaus erfasst (KANNEGIESER 1998:756). Im Jahr 1992 wurde die maximale Ausdehnung des Absenkungstrichters (87 km²) erreicht (LMBV 2012:4). Bereits in den 1980er Jahren prägten sich die Folgen der Grundwasserabsenkung in dem Moorgebiet aus (DONAT et al. 2012). In den vergangenen Jahren wurde das Vorkommen von stark degradierten Torfen anhand von bodenkundlichen Untersuchungen im Moorgebiet festgestellt (MEHL et al. 2012:22, STEGMANN et al. 2011:Anhang 2). Des Weiteren deuten die dokumentierten rezente Grundwasserstände daraufhin, dass der vorbergbauliche Grundwasserstand noch nicht erreicht ist (vgl. Hydrologische Verhältnisse im Bergen-Weißacker Moor).

Moorgenese

In der Literatur finden sich unterschiedliche Ansätze, welche Bedingungen zu der Entstehung des Bergen-Weißacker Moores beigetragen haben. Einige Vertreter gehen davon aus, dass die Moorgenese auf eine Akkumulation von feinerdreichen-Material in Hangfußsituationen zurückzuführen ist. Die Vertreter dieser Theorie gehen davon aus, dass massive Rodungsmaßnahmen im Mittelalter Erosionsprozesse gefördert und günstige Bedingungen für die Moorgenese geschaffen haben. Nach diesem Ansatz lässt sich die Entstehung des Moores auf das 9. bis 10. Jahrhundert zurückführen. Als Beleg für diese Vermutung werden die geringen Torfmächtigkeiten von maximal 2 m angeführt, die im Rahmen von differenten bodenkundlichen-Untersuchungen im Bergen-Weißacker Moor verifiziert worden sind (BIOLOGISCHER ARBEITSKREIS, ILLIG et al. 2002). Vertreter des Landesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) gehen dagegen davon aus, dass vermutlich geogen-stauende Schichten im Untergrund des Moores einen entscheidenden Beitrag zur Formation dieses Lebensraumes geleistet haben. Anthropogene Eingriffe werden von den Vertretern des Landesamtes nicht als Ursache für die lokal vorherrschenden stauenden Bildungen genannt (NESTLER 2002). In einer Machbarkeitsstudie, die im Auftrag des Landesamtes für Umwelt-, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) durchgeführt wurde, wird davon ausgegangen, dass sich das Moor über Alt- und Seewassersedimenten ausgebildet hat (MEHL et al. 2012:21).

Charakterisierung von Moorbodentypen

In einem Beitrag von LANGE et al. (1978:37) werden bis zu 2 m mächtige saure Torfe in dem Bergen-Weißacker Moor dokumentiert. Aus einer Gebietscharakterisierung im Rahmen der Naturschutzgebietsausweisung 1981, werden Hochmoor-, Seggen- und Bruchwaldtorfe angesprochen (RAT DES BEZIRKES COTTBUS 1981). Bei der Moorbodencharakterisierung, die innerhalb eines Gutachtens über die Entwicklung der Flora vorgenommen wurde, konnten oligotrophe Zwischenmoortorfe sowie als Anmoore anzusprechende Standorte identifiziert werden (ILLIG et al. 2002). In der Machbarkeitsstudie „Moorschutz“ von 2012 wurden neun Bohrungen im Bergen-Weißacker Moor ausgewertet (MEHL et al. 2012:21). Dabei wurde die größte Moormächtigkeit mit 170 cm im Weißacker Teil des Moorgebietes ermittelt. Vorwiegend Bodentypen die zur der Klasse der Erd- und Mulmmoore zählen wurden bei der Auswertung der Bohrprofile angesprochen (STEGMANN et al. 2011:Anhang 2). Neben hochzersetzten amorphen Torfen und Erlenbruchwald-Torfen wurden auch Laubmoostorfe identifiziert (MEHL et al. 2012:22). Des Weiteren wurden Ton- oder Schluffmudden angesprochen (STEGMANN et al. 2011:Anhang 2, MEHL et al. 2012:22). In Bohrkernuntersuchungen von der LMBV, die bei der Verfilterung von Pegelmessstellen angelegt wurden, konnten in den oberen Bereichen bis zu einer Teufe von 30 bis 40 m sandige und schluffige Bildungen angesprochen werden. Darunter treten in Wechsellagerungen kohlige und tonige Bildungen auf (LMBV 2011, MEHL et al. 2012:40). In der Machbarkeitsstudie „Moorschutz“ wird davon ausgegangen, dass die tonigen Bereiche das Liegende des Grundwasserleiters darstellen (MEHL et al. 2012:40). In einer Diplomarbeit von SCHMIDT (2013) in Zusammenarbeit mit dem Institut für Wasser und Boden DR. UHLMANN (2013) sind neun Bohrungen im Bergen-Weißacker Moor erschlossen wurden. Nach den Ergebnissen der Bohrkern-Auswertung werden die Moorbildungen von Geschiebelehmen unterlagert. In den tieferen Lagen grenzen sandige und schluffige Bildungen aus dem Tertiär an die Geschiebelehme an (SCHMIDT 2013:37). Die im südöstlichen Bereich des Moores gewonnenen Bohrkernkerne weisen eine Moormächtigkeit zwischen 0,4 m bis 0,65 m auf. Des Weiteren wurden in der Auswertung dieser Bohrkernkerne Limnische Mudden angesprochen. Die Bohrkernkerne aus dem südöstlichen Teil des Moores zeigen „vererdete, vermulmte oder stark zersetzte Torfschichten in den oberen Horizonten“ (SCHMIDT 2013:52). Im Zentralen Bereich des Moores wurden Moormächtigkeiten von 0,45 bis 1,9 m ermittelt. Die Zersetzungsgrade der Torfe sind im zentralen Bereich des Moores, geringer als im südöstlichen Teil. Jedoch wurde festgestellt, dass auch in den oberflächennahen Horizonten vererdete, vermulmte oder stark zersetzte Torfe vorliegen. Neben dem Schilf- und dem Seggentorf konnten im zentralen Bereich auch Torfmoostorf und Erlenbruchwaldtorf dokumentiert werden. Die Bohrproben, die im Norden des Projektgebietes gezogen wurden, weisen Tonmudden in den tieferen Horizontlagen auf (SCHMIDT 2013:54).

Zuordnung des Moores zu einem Moortyp

Vertreter, die davon ausgehen, dass sich das Feuchthabitat im Mittelalter formiert hat, charakterisieren das Moor als soligenes Hangmoor (BIOLOGISCHER ARBEITSKREIS, ILLIG et al. 2002, ILLIG 2014, LANGE et al. 1978:49). In der Naturschutzgebietscharakterisierung von 1981 wird das Moor als Durchströmungsmoor charakterisiert (RAT DES BEZIRKES COTTBUS 1981). KANNEGIESER (1998:756) und STEGMANN et al. (2011:Anhang 2) gehen davon aus, dass das Durchströmungsmoor aus einem Verlandungsmoor hervorgegangen ist. SCHMIDT (2013:54), beschreibt das Moor nach der Auswertung von Bohrsondierungen als einen Verlandungs-Quellmoor-Komplex. In verschiedenen Quellen wird davon ausgegangen, dass es sich bei dem Moorkomplex um ein Zwischenmoor handelt (DONATH 1998, ILLIG et al. 2002, DEGEN et al. 2012). In einer Studie zum Grundwasseranstieg wird das Moor als mittelgründiges Quellmoor beschrieben (UHLMANN et al. 2013:173). Im Hinblick auf den ökologischen Moortyp wird in der Machbarkeitsstudie das Moor im zentralen Bereich als sauer Arm- und Zwischenmoor charakterisiert (MEHL et al. 2012:63). Der von Röhrichtgesellschaften dominierte Nordosten und Westen des Moorgebietes repräsentiert sich nach den Ergebnissen der Studie als eutrophes Moor (MEHL et al. 2012:65).

Biotop- und Vegetationsgesellschaften

In einer Arbeit aus den 1978er Jahren zu der Vegetations- und Siedlungsgeschichte der Niederlausitz wurden sowohl Pollendiagramme analysiert als auch für diesen Zeitraum rezente Florengesellschaften im Bergen-Weißacker Moor charakterisiert. Mit den Ergebnissen aus der Pollenanalyse lässt sich die Vegetationsgeschichte ab der ersten Hälfte des 1. Jahrtausends nachzeichnen. In den von Eichen (*Quercus spec.*) dominierten Mischwäldern konnten mit Hilfe der Analysen auch Pollen von Kiefern (*Pinus spec.*), Birken (*Betula spec.*), Buchen (*Fagus spec.*) und Hainbuchen (*Carpinus spec.*) identifiziert werden. In den Moorkomplexen wurden sowohl Sumpf-Porst (*Ledum palustre*) als auch Heidekrautgewächse (*Erica spec.*) nachgewiesen. Der für das Gebiet wertbestimmende Gagelstrauch (*Myrica gale L.*) stellt sich ebenfalls im Pollendiagramm dar (LANGE et al. 1978:38). Neben verschiedenen Gräsern enthalten alle Proben Pollen von Hasel (*Corylus spec.*), Schachtelhalmen (*Equisetum spec.*) sowie Eiche (*Quercus spec.*) und Hainbuche (*Carpinus spec.*) (LANGE et al. 1978, Pollendiagramm). Das Projektgebiet wurde in den 1970er Jahren von einem lockeren Kiefern-Bruchwald (*Ledo-Pinetum sylvestris*) dominiert (LANGE et al. 1978:38). In den Saumbereichen lagen Faulbaum-Gagelgebüsche (*Frangulo-Myricetum*) vor. „Neben torfmoosreichen Klein-Wasserschlauch-Gesellschaften (*Utricularietea intermedioris*) konnten Schnabelbinsen (*Rhynchospora spec.*), Kleinseggen-Sümpfe sowie oligotrophe Sphagnum-Schwingrasen in ehemaligen Torfstichen und Gräben bestimmt werden“ (vgl. LANGE et al. 1978:38). Wollgrasmoore (*Eriophoro-Sphagnetum*) befanden sich auf bereits stark verfestigten Torfen. Diese wurden von Glockenheiden (*Erica tetralix L.*) flankiert. In den östlichen und südlich gelegenen Bereichen des Projektgebietes konnten Rudimente von Pfeifengras-Stieleichenwälder (*Molinio arundinaceae-Quercetum*) identifiziert werden. Des Weiteren stockten in dem südöstlichen Areal Kiefernwälder (*Pinus sylvestris L.*) (LANGE et al. 1978:38). Eine Biotoptypenkartierung (MEHL et al. 2013:63), die im Zusammenhang mit der Machbarkeitsstudie „Moorschutz“ durchgeführt wurde, bildet die aktuellste vegetationskundliche Charakterisierung des Moorgebietes ab. Die Ergebnisse zeigen, dass das Zentrum des Moorgebietes von Schilf-Röhrichten und Moorbirken (*Betula pubescens Ehrh. s. l.*) dominiert wird. Ehemalige Torfstichbereiche, werden von Röhrichten eingenommen. Im Süd- und Nordosten des Moores überwiegen moortypische Waldgesellschaften mit Moorbirken (*Betula pubescens Ehrh. s. l.*) als Leitbaumart. Vereinzelt treten Schwarzerlen (*Alnus glutinosa (L.) J. Gartn.*), Kiefern (*Pinus sylvestris L.*) und Faulbäume (*Frangula alnus Mill.*) auf. Zwergsträucher wie Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus L.*) und Gagelstrauch (*Myrica gale L.*) bilden den Unterwuchs. Im Süden dominieren hingegen Kiefernwälder. Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos (L.) Roth*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea (L.) Moench S. Str.*) treten in den Randbereichen des Moores auf (MEHL et al. 2012:63). Besonders erwähnenswert ist das gemeinsame Auftreten von Gagelstrauch (*Myrica gale L.*) einer ozeanisch-atlantischen Art und Sumpf-Porst (*Ledum palustre L.*) einer nordisch-kontinentalen Art u.a. im Bereich um den „Nuck Teich“ (ILLIG et al. 2002:8, LIST 2014).

Hydrologische Verhältnisse im Bergen-Weißacker Moor

Nicht nur die Höhe des Wasserspiegels, sondern auch die Grundwasserfließrichtung hat sich durch den massiven Eingriff des Tagebaus in den Wasserhaushalt geändert. Vor der Stilllegung konnte eine nach Norden gerichtete Strömung aus vorliegenden Datenbeständen verifiziert werden (KANNIGESER 1998:758, MEHL et al. 2012:43). Daten der LMBV, dokumentieren rezent eine Grundwasserfließrichtung von Südost nach Nordwest (Stand: 2010) (MEHL et al. 2012:44). Die Höhe des Grundwasserstandes beträgt, nach dem landesweiten Grundwassergleichenplan von 2011, im Süden 78,5 m NHN und im Norden 73,5 m NHN (MEHL et al. 2012:42). Es wird davon ausgegangen, dass die Moorbildungen direkt mit einem unbedeckten schwebenden Grundwasserleiter kommunizieren (MEHL et al. 2012:38, NESTLER 2002:3, KANNIGESER 1998:758). Die Analyse von Bohrungen konnte bestätigen, dass in Oberflächennähe nur geringmächtige schluffreiche Lagen zwischen den Sand-dominierten Schichten vorkommen (MEHL et al. 2012:40). Im südöstlichen Bereich des Bergen-Weißacker Moores sind hingegen durchgehende stauende Schichten in oberflächennähe dokumentiert (NESTLER 2002:3 f.). Die rezente Entwick-

lung der Grundwasserstände wird durch ein hydrologisches Monitoring dokumentiert. Über Messreihen an einem Thomson-Wehr wird der Gebietsabfluss quantifiziert. In verschiedenen Studien wird davon ausgegangen, dass der Anstieg des Grundwasserspiegels im Bergen-Weißacker Moor fast vollständig abgeschlossen ist (UHLMANN et al. 2013:172, MEHL et al. 2012:41). Nach SCHMIDT (2013:20) kann aber in der Umgebung des Abbaufeldes Schlabendorf rezent immer noch ein Anstieg des Grundwassers verzeichnet werden (Stand: 2013). Nach einer Modellierung der vorbergbaulichen Verhältnisse durch MEHL et al. 2012 wird verifiziert, dass die Grundwasserstände, die vor den Tagebauaktivitäten für das Gebiet verzeichnet wurden, in Teilbereichen des Moores noch nicht erreicht worden sind (MEHL et al. 2012:51). Ein Vergleich der vorbergbaulichen Verhältnisse mit den rezent vorliegenden Grundwasserständen dokumentiert für den Bergener Teil niedrigere Grundwasserstände nach Beendigung des Tagebaus. Im Nordosten des Bergener Moorteils wird die Differenz der Grundwasserstände zwischen den vor- und den nachbergbaulichen Verhältnissen auf ≥ 1 m berechnet (MEHL et al. 2012:51).

Sanierungs- und Revitalisierungsmaßnahmen

Im Rahmen der Bergbausanierungsarbeiten wurden in den vergangenen Jahrzehnten Maßnahmen ergriffen, die zu einer Verbesserung der hydrologischen Bedingungen ihren Beitrag leisten sollen. Seit den 1980er Jahren wird das Bergen-Weißacker Moor über eine Bewässerungsleitung mit nicht gereinigtem Grubenwasser aus der Schlabendorfer Kippe künstlich mit Wasser über den Zuleitungsgraben gespeist ($7 - 10 \text{ m}^3/\text{min}$) (BIOLOGISCHER ARBEITSKREIS, KANNEGIESER 1998:757,759, ILLIG et al. 2002). Seit 2012 beschränkt sich die Wassereinspeisung auf die Sommermonate (LIST 2014, UHLMANN et al. 2013:154). Innerhalb des Revitalisierungsprojektes „Torferhalt durch Grabenverschluss“ sind im Oktober 2014 weitere Maßnahmen durchgeführt worden, die einen Beitrag zur Umsetzung der Entwicklungsziele (vgl. Kap. 2.6) leisten sollen. Im Rahmen der Maßnahme ist ein punktueller Verschluss der Stichgräben sowie ein vollständiger Verschluss des Hauptgrabens im Bergener Moor erfolgt. Mit der Umsetzung der Maßnahme soll u.a. der Wasserrückhalt in dem Gebiet verbessert werden. Um den unterirdischen Abstrom des Wassers zu bremsen, wurde sandiger Lehm als „mineralische Dichtungsschicht“ (HSS 2013:6) in den Hauptgraben eingebracht. Mit Material aus einer Flachabtorfung der Grabenrandbereiche ist ein vollständiger Verschluss des Hauptgrabens und ein punktueller Verschluss (Abstand 2 bis 3 m) der Stichgräben erfolgt (HSS 2013:7).

4.1.2 Hydrologisches Monitoring

Die Entwicklung der Grundwasserstände nach Einstellung des Braunkohlentagebaus wird im folgenden Abschnitt dargestellt. Neben den im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten Grundwasserständen werden Daten aus Aufnahmen der vergangenen Jahre berücksichtigt. Abb. 5 rechts stellt die Ganglinien der gemessenen Pegelstände (484, 466, 467 und 468) an den einzelnen Messstellen von November 2013 bis Juni 2014 dar.

Die Daten zeigen, dass die Pegel 484 und 466 im quartären Grundwasserleiterkomplex 1 (GWLK 1) verfiltert sind. Dagegen repräsentieren die Pegel 467 und 468 den Wasserstand eines schwebenden Grundwasserleiters. Informationen von der LMBV belegen diese Aussage (SCHOLZ & DAHLKE 2013). Darüber hinaus bestätigen Angaben von KATZUR & BÖCKER (2010:38), dass Schichtwasserbildungen in dem Projektgebiet aufgrund der glazialen und periglazialen Prägung zu erwarten sind.

Die beiden Pegel 467 und 468 weisen im Vergleich zu den Pegeln 484 und 466 Wasserstände auf, die sich in der Nähe der Geländeoberfläche (GOF: Pegel 467 = 78,6m NHN; 468 = 81,1 m NHN; 484 = 78,7 m NHN, 466 = 78,6 m NHN) bewegen. Die ermittelten Grundwasserstände der Pegel 466 und 484 (GWLK 1) weisen im Messzeitraum (Nov. 2013-Juni 2014) vergleichbare Werte, mit nur minimalen Schwankungen auf. Im Vergleich dazu sind an der Messstelle 467 insgesamt höhere Grundwasserstände zu verzeichnen (unbedeckter, schwebender Grundwasserleiter (GWL); Wasserstand ca. 0,46 - 1,13 m unter GOF). Im Januar 2014 wurde der höchste Wasserstand mit 78,03 m NHN gemessen. Der niedrigste Wert von 77,36 m NHN wurde im Juni erreicht. Somit sind die Schwankungen der Grundwasserhöhen innerhalb dieser Messstelle im Messzeitraum gering. Die höchsten Grundwasserstände

sind am Pegel 468 (unbedeckter, schwebender GWL; Wasserstand ca. 1,18 – 2,50 m unter GOF) zu verzeichnen. Diese Messwerte liegen zwischen 78,49 m NHN im Februar 2014 und 79,93 m NHN im Mai 2014. Bei dieser Messstelle in unmittelbarer Nähe des Zuleitungsgrabens prägen sich Schwankungen der Wasserstände am deutlichsten aus. Bei den anderen Messstellen (Pegel 466 und 484, im GWLK 1 verfiltert) sind über den gesamten Aufnahmezeitraum (Nov. 2013 bis Juni 2014) hinweg keine deutlichen Änderungen der Grundwasserstände zu verzeichnen. Die Messwerte zeigen eine Grundwasseroberfläche des GWLK 1 in einer Tiefe von ca. 6,35 m unter GOF (Pegel 484: max. 6,31 m unter GOF, min. 6,44 m unter GOF; Pegel 466: max. 6,26 m unter GOF, min. 6,40m unter GOF).

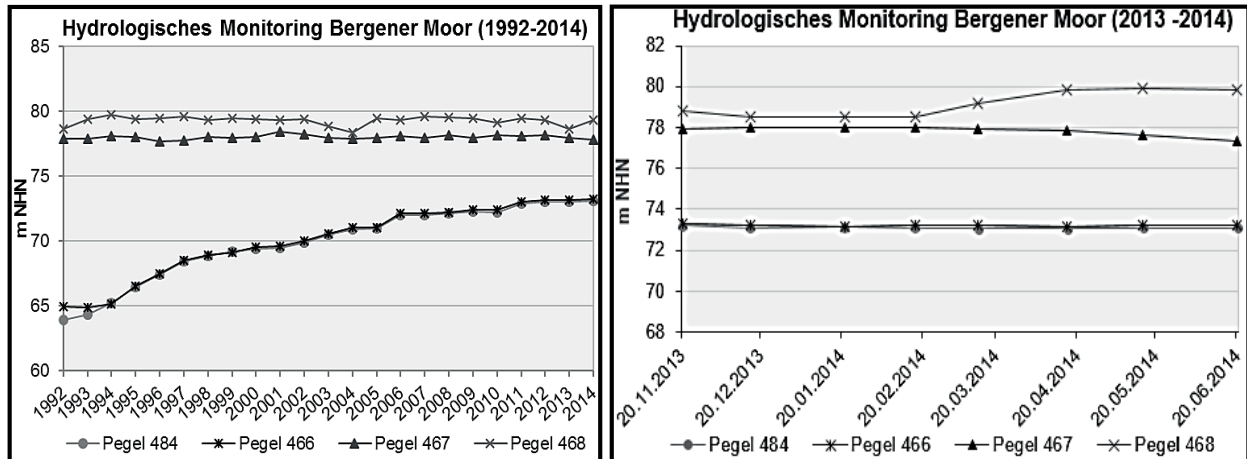


Abb. 4: Grundwasserganglinien der gemessenen Pegelstände (links: Datengrundlage: LMBV 2013b).

Längere Entwicklungsverläufe können unter Einbezug der bereits erhobenen Pegeldata aus den vergangenen Jahren aufgezeigt werden. Die Abbildung 5 links stellt den Entwicklungsverlauf von 1992 bis 2014 nach der Stilllegung des Tagebaus „Schlabendorf-Süd“ dar. Es handelt sich teilweise um gemittelte Werte. Die Aufzeichnungen der Pegelstände an den Messstellen 484 und 466 (GWLK 1) zeigen einen Anstieg des Grundwassers um 8 – 9 m nach der Beendigung der Grundwasserabsenkung an. Im Gegensatz dazu haben sich die Grundwasserstände der Pegel 468 und 467 (unbedeckter, schwebender GWL) nur minimal (Grundwasseranstieg < 1m) verändert. Der Wiederanstieg des Grundwassers nach Beendigung der Grundwasserabsenkung durch den Bergbau bezieht sich somit im Untersuchungsgebiet nur auf den quartären GWLK 1. Der unbedeckte, schwebende Oberflächen-Grundwasserkörper in dem das Moorgebiet entwickelt ist, zeigt somit nur eine sehr geringe Beeinflussung durch die bergbauliche Grundwasserabsenkung. Die Hydrologie des Moorkörpers ist damit von der bergbaulichen Grundwasserhaltung nur in geringem Maße beeinflusst.

4.1.3 Ergebnisse der bodenkundlichen Inventarisierung

Die Auswertung der Ergebnisse aus den bodenkundlichen Ansprachen (nach Ad-Hoc-AG BODEN 2005), der 168 sondierten Bohrprofile zeigt, dass sich unter Berücksichtigung der Substrate und des Humositätsgrades (nach DIN 19682-12) bestimmte räumliche Verteilungsmuster ableiten lassen. Mit der GIS-basierten Analyse der aufgenommenen Bohrprofile, können charakteristische Bereiche in dem Untersuchungsraum differenziert werden. Diese werden im Folgenden als **Moorkernzone**, **Moorrandzone** und **Moorumgebung** (Abb.6) bezeichnet.

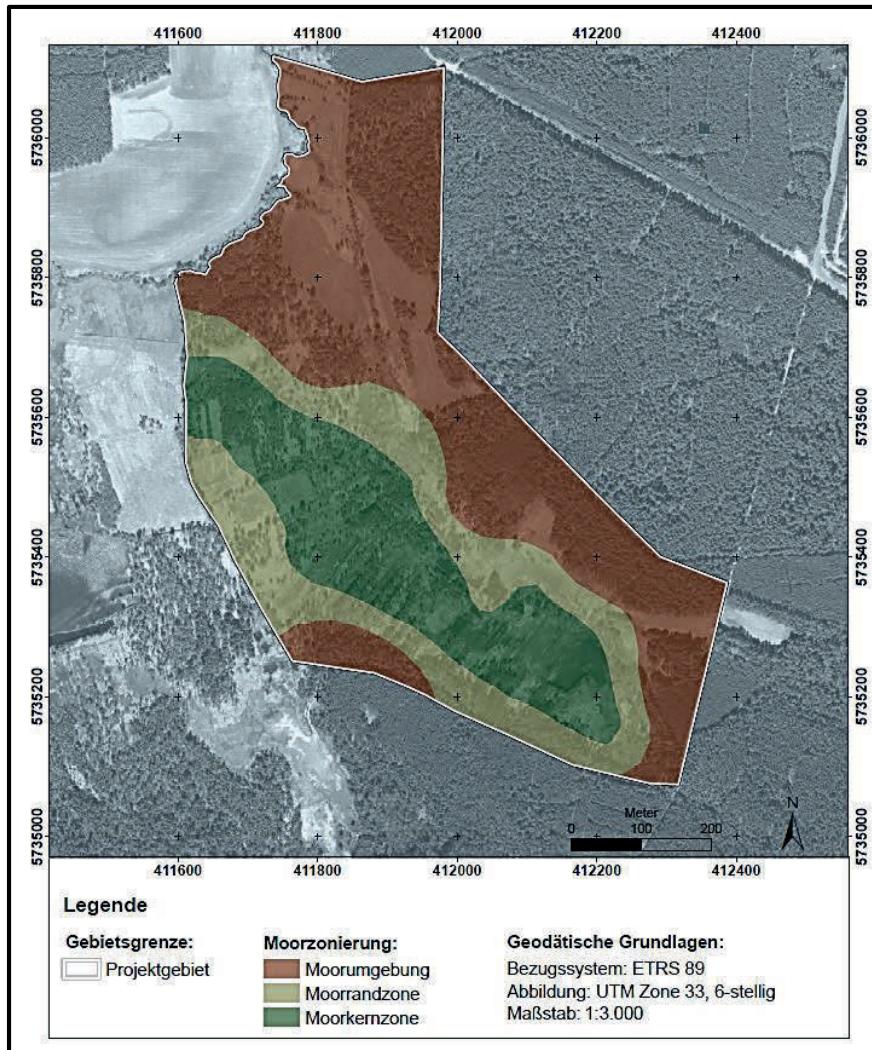


Abb. 5: Moorzonierung auf der Grundlage der GIS-basierten Analyse (Geostatistisches Verfahren: „Ordinary Kriging“). Datengrundlage: bodenkundliche Inventarisierung 2014.

Ergebnisse differenziert nach der Moorzonierung

Die **Moorumgebung** schließt Profile ein, in denen Bodenklassen angesprochen werden können, die zu der Abteilung der terrestrischen oder der semiterrestrischen Böden zählen und die keine Torfhorizonte aufweisen. Unter Berücksichtigung dieser Ausführungen können 52 der insgesamt 168 sondierten Profile der Moorumgebung zugeordnet werden (Abb. 6).

Die Ergebnisse aus der Ansprache der Pürckhauer-Bohrsondierungen zeigen, dass die Moorumgebung von Böden dominiert wird, die zu der Klasse der Podsole zählen. Diese treten in verschiedenen Subtypen (z.B. Pseudogley-Podsol, Braunerde-Podsol, Eisenpodsol, Gley-Podsol) in Erscheinung. Darüber hinaus kann in der unmittelbaren Umgebung des Bergener Moores der zu den Stauwasserböden zählende Bodentyp Pseudogley angesprochen werden. Der Bodentyp des Anmoorgleys tritt an der Grenze zu der Moorrandzone u.a. in der Umgebung des Hauptgrabens auf (vgl. Abb 6). In der direkten Umgebung des Zuleitungsgrabens, an der nordöstlichen Grenze des NSG Bergen-Weißacker Moor sowie in den nördlichen Ausläufern des Projektgebietes sind sowohl die Bodentypen der Klasse der Podsole als auch der Klasse der Gleye vertreten.

Die Ergebnisse aus der **substratsystematischen Ansprache** der Bohrprofile, nach den Vorgaben der Ad-Hoc-AG Boden (2005), zeigen, dass quartäre Lockergesteine die Bodenausgangssubstrate der Moorumgebung darstellen. Neben Flugsanden, die sich auf die oberen Hangpositionen konzentrieren, treten in den tiefer gelegenen Hangbereichen und in den Tiefenlagen vorwiegend aquatisch umgelagerte Sande und Schmelzwassersande auf.

Dem räumlichen Verteilungsmuster folgend grenzt an die Moorumgebung die **Moorrandzone** (vgl. Abb. 6) an. In dieser Zone sind ausschließlich Bohrprofile vertreten, die Horizonte aufweisen, die sich aus stark bis sehr stark zersetzten Torfen ($\geq H7$) aufbauen. Diese liegen in Abhängigkeit von der Bodenabteilung in einer Mächtigkeit von < 30 cm oder ≥ 30 cm vor. Insgesamt lassen sich 55 Profile der Moorrandzone zuordnen. Böden vom Typ des Erdnieder Moores (Hv-Profil) dominieren. Daneben treten Mulmnieder Moore (Hm-Profil) und Moorgleye in Erscheinung. Als Niedermoore zu kennzeichnende Böden sind nur vereinzelt anzusprechen. Die vererdeten oder vermulmten Torfe werden häufig von amorphen Torfen unterlagert.

Der Bodentyp Moorgley ist vorwiegend an der Grenze zu der Moorkernzone (vgl. Abb. 6) lokalisiert und ist ähnlich häufig vertreten, wie die Mulmnieder Moore. Die Torfhorizonte stellen sich in der Moorrandzone sehr flachgründig (< 40 cm) bis mitteltiefgründig (< 120 cm) dar (Klassifizierung der Mächtigkeitsangaben nach MEIER-UHLHERR et al. 2011).

Die stark zersetzten Torfe werden häufig von **organo-mineralischen Mudden** unterlagert. Insbesondere in den im Westen und Norden gewonnenen Bohrprofilen sind Tonmudden in der Moorrandzone (vgl. Abb. 6) nachzuweisen. Diese werden häufig von sandigen Bildungen unterlagert. Die Sandmudden sind über die gesamte Moorrandzone verteilt und treten im Vergleich zu den Tonmudden häufiger auf.

Bei einigen Bohrprofilen schließt sich an die stark zersetzten Torfe direkt der mineralische Untergrundhorizont an. Aus der **substratsystematischen Kennzeichnung** der mineralischen Horizonte nach Vorgaben der AD-HOC-AG BODEN (2005) lässt sich ableiten, dass es sich dabei vorwiegend um Schmelzwassersande oder aquatische Umlagerungen handelt. Daneben treten glazigene Sedimente (z.B. Geschiebesand) und Umlagerungsbildungen (z.B. Schwemmlehm) in Erscheinung.

An die Moorrandzone schließt sich die **Moorkernzone** (vgl. Abb. 6) an. In diesem Bereich sind Böden lokalisiert, die Torfhorizonte mit schwach bis mittel zersetzten Torfen (H3 bis H6) aufweisen. Insgesamt lassen sich 61 Bohrprofile der Moorkernzone zuordnen. Neben Böden, die zu der Klasse der naturnahen Moore vom Typ des Nieder Moores zählen, liegen in diesem Bereich Böden der Klasse der Erd- und Mulmmoore vor (Abb. 7). Auch stauwasserbeeinflusste Böden vom Bodentyp Moorgley mit geringmächtigen Torfhorizonten sind vereinzelt zu identifizieren.

Moorböden vom Typ des Erdnieder Moores, die in tieferen Lagen Horizonte mit schwach mittel zersetzten Torfen (Abb. 7 BWM 33) aufweisen, sind, mit Ausnahme der südöstlichen Ausläufer, in der gesamten Moorkernzone (vgl. Abb. 6) verteilt. In der Moorkernzone treten ebenfalls Moorböden mit vermulmten Horizonten auf. Die Böden vom Typ des Mulmnieder Moores konzentrieren sich auf den nordöstlichen Bereich sowie das Zentrum der Moorkernzone (vgl. Abb. 6). Dieser Moorbodentyp ist häufig mit Grabenstrukturen assoziiert, die besonders zahlreich im Zentrum des Projektgebietes lokalisiert sind. Im Südosten des Projektgebietes sind Böden vom Typ des Mulmnieder Moores nicht zu identifizieren.

Darüber hinaus ist dieser Bodentyp in der Moorkernzone (vgl. Abb. 6) weniger häufig vertreten als Erdnieder Moore. Naturnahe Moorböden, konzentrieren sich auf den Südosten des Bergener Moores. So treten in der Umgebung des „Nuck Teich“ Niedermoore auf (Abb. 7 BWM 35) auf. Die oberflächennahen Horizonte werden dabei häufig von amorphen stark bis sehr stark zersetzten Torfen (H7 bis H10) aufgebaut.

Einige Bohrprofile, die nordwestlich und südwestlich vom „Nuck Teich“ gewonnen wurden, zeigen auch an der Mooroberfläche schwach bis mittel zersetzte Torfe. Vorwiegend erreichen die organischen Horizonte eine Mächtigkeit von 40 bis 80 cm (flachgründig). Im zentralen Bereich der Moorkernzone treten auch Torfhorizonte mit Mächtigkeiten zwischen 80 bis 120 cm (mitteltiefgründig) auf. Nur vereinzelt sind Profile zu identifizieren, in denen sich die Torfhorizonte tiefgründig (120+ cm) darstellen (Klassifizierung der Mächtigkeitsangaben nach MEIER-UHLHERR et al. 2011).

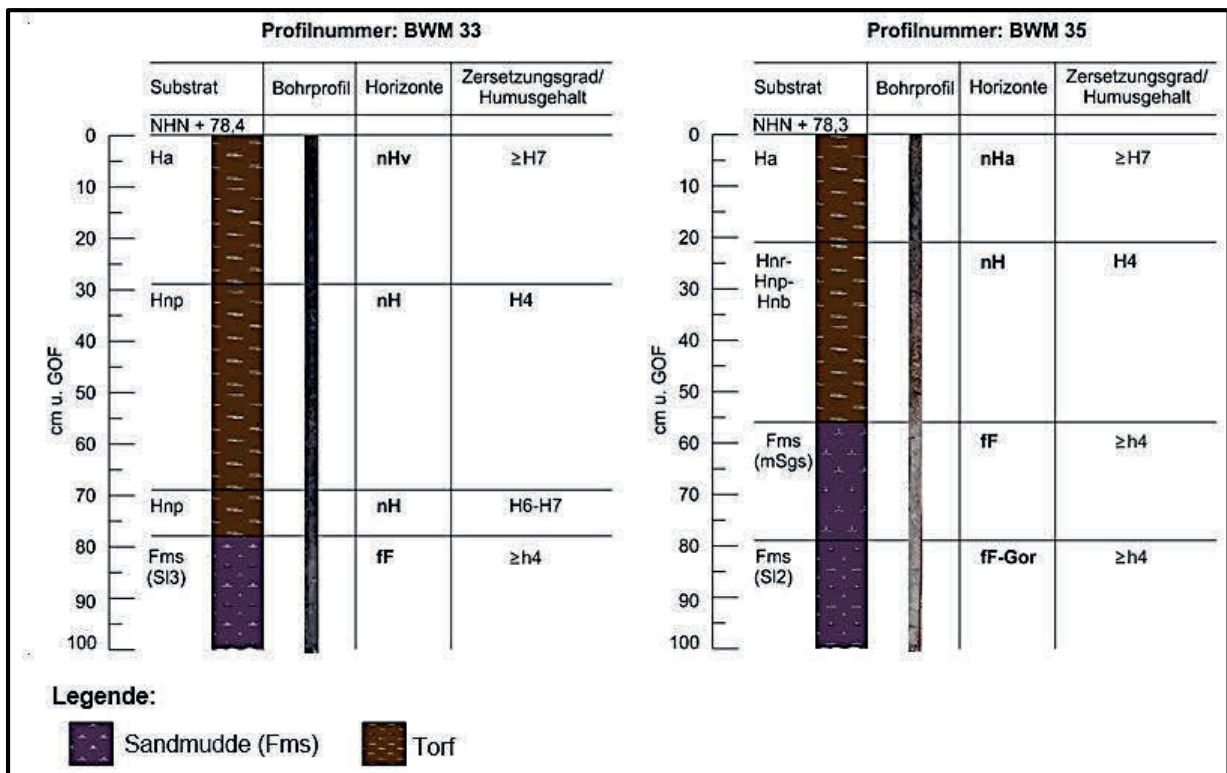


Abb. 6: Schematische Darstellung typischer Bohrsondierungen der Moorkernzone. (Datengrundlage: Bodenkundliche Inventarisierung 2014).

Charakterisierung der vorkommenden Torfe in der Moorkernzone

Bei der Charakterisierung der Torfe innerhalb der Moorkernzone lässt sich feststellen, dass die Torfarteneinheiten der Kräutertorfe überwiegend vertreten sind. Der zu den Kräutertorfen zählende Radzellentorf (Hnr) ist sowohl als Mischtorf als auch als Reintorf in der gesamten Kernzone anzusprechen. Die Radzellentorfe werden aus Feinseggen und nur zu einem geringen Anteil aus Grobseggen aufgebaut. Unter Berücksichtigung der dominierenden Komponenten innerhalb der angesprochenen Torfe ist Radzellentorf am häufigsten in der Kernzone vertreten. Daneben tritt der ebenfalls zu den Kräutertorfen zählende Schilftorf (Hnp), stellenweise auch dominierend innerhalb der Torfhorizonte in der gesamten Kernzone auf. Meist stellt sich diese, für Niedermoor typische Torfart, in Kombination mit dem Radzellentorf als Mischtorf (Radzellen-Schilftorf) dar. Auch in Verbindung mit Holztorfen tritt Schilftorf als Mischtorf auf. Im Vergleich zu den Kräutertorfen machen die Holztorfe einen wesentlich geringeren Anteil in den Torfhorizonten der Kernzone aus. Der zu der Torfarteneinheit der Holztorfe zählende Kiefernbruchwaldtorf (Hulk) hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im Nordwesten und im zentralen Bereich der Kernzone. Vorwiegend stellt sich diese Holztorfart dabei in Form eines Mischtorfes als Kieferbruchwald-Radzellentorf dar. Daneben tritt auch Birkenbruchwaldtorf (Hulb) im Bergener Moor auf. Die Sondierungen, in denen Birkenbruchwaldtorf identifiziert wurde, konzentrieren sich auf den zentralen und nördlichen Bereich der Kernzone. Der Birkenbruchwaldtorf bildet vorwiegend mit Radzellentorf einen Mischtorf aus. Als weitere Holztorfart tritt Erlenbruchwaldtorf (Hnle) im zentralen Bereich des Bergener Moores in Erscheinung. Wobei dieser ebenfalls häufig als Radzellen-Erlenbruchwaldtorf – also Mischtorf – vorkommt. In einigen Profilen sind neben den Misch- und Reintorfen organische Beimengungen von *Ericaceae spec.* (Bi), *Salix* (Blw) und *Scheuchzeria palustris* (Ba) in den Haupttorfen der Kernzone zu identifizieren.

pH-Werte der Torfe der Moorkernzone

Mit einem Boden- pH-Messgerät (vgl. Kap. 3.2.3) wurde der pH-Wert der schwach bis mittel zersetzten Torfe von 22 unterschiedlichen Aufnahmepunkten bestimmt. Die gemessenen pH-Werte liegen alle im sauren Bereich (pH ≤ 5).

Mudden und substratsystematische Kennzeichnung (nach Vorgaben von AD-HOC-AG BODEN 2005) der Moorkernzone

Die Torfhorizonte innerhalb der Moorkernzone werden überwiegend von organo-mineralischen Mudden unterlagert. Dabei dominieren die Sandmudden mit Mächtigkeiten von bis zu 100+ cm. Im Vergleich dazu, treten Tonmudden im Bergener Moor weniger häufig auf. Der Verbreitungsschwerpunkt dieser organo-mineralischen Mudden liegt im zentralen Bereich der Kernzone mit Mächtigkeiten von 30+ cm. Insbesondere im zentralen Bereich der Kernzone zeigen einige Mudden Vergleichsmerkmale. Im Rahmen der substratsystematischen Kennzeichnung wurden neben Schmelzwassersanden auch Geschiebesande identifiziert.

Ableitung des Moortyps nach verschiedenen Klassifikationssystemen

Mit den Ergebnissen, die durch die bodenkundliche Inventarisierung gewonnen wurden, lässt sich das Moor im Hinblick auf den Moortyp näher klassifizieren. Nach dem **klassischen dreiteiligen Gliederungsprinzip** wird der Moortyp über die Bestimmung der Pflanzenreste festgelegt, die die oberen Torfhorizonte (bis 30 cm unter GOF) aufbauen (vgl. MEIER-UHLHERR et al. 2011:5). Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus den bodenkundlichen Aufnahmen lässt sich feststellen, dass die oberen Torfhorizonte aus Nihthochmoorpflanzen aufgebaut werden (AD-HOC AG BODEN 2005:159). Daraus lässt sich ableiten, dass es sich bei dem Bergener Moor um ein **minerotrophes Moor** handelt (vgl. MEIER-UHLHERR et al. 2011:5). Unter Berücksichtigung der in zwei Profilen angesprochenen Übergangsmulmmoore mit Kiefern- und Birkenbruchwaldtorfen weist das Bergener Moor stellenweise einen **Übergangsmoorcharakter** auf (vgl. Ad-Hoc AG Boden 2005:158 ff., MEIER-UHLHERR et al. 2011:5).

Die Festlegung **Ökologischer Moortypen** basiert auf der Ermittlung der Trophie- und Säure-Base-Verhältnisse, die in dem Feuchthabitat herrschen (ZEITZ & MÖLLER 2014:42). Auf der Grundlage der Ergebnisse, die im Rahmen der vegetations- und bodenkundlichen Charakterisierung gewonnen wurden, lässt sich feststellen, dass verschiedene ökologische Moortypen im Bergener Moor auftreten. Sowohl die nahezu gehölzfreien-Areale, die von Wollgras (*Eriophorum spec.*) und Torfmoosbeständen (*Sphagnum spec.*) mit licht wachsendem Schilf (*Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.*) dominiert werden, als auch die Birkenvorwälder (*Betula pubescens Ehrh. s. l.*) im Nordwesten des Moorgebietes sind charakteristisch für **mäßig-nährstoffarm-saure Moore (syn. Sauer-Zwischenmoor)** (SUCCOW 2012:232 f., MEIER-UHLHERR et al. 2011:20). Auch die identifizierten Feinseggen-dominierten Schilf-Radizellentorfe, sind typisch für diesen Moortyp (MEIER-UHLHERR et al. 2011a:2). Darüber hinaus sind die ermittelten sauren pH-Werte kennzeichnend für Sauer-Zwischenmoore (pH ≤ 4,8; Grenzwert für Sauer-Zwischenmoore) (vgl. SUCCOW 2012:232). Im Gegensatz dazu sind die dicht wachsenden Schilfbestände (*Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.*) nördlich vom „Nuck Teich“ und im Nordosten der Moorkernzone charakteristisch für den Ökologischen Moortyp des **Reichmoores** (MEIER-UHLHERR et al. 2011:23, MEIER-UHLHERR et al. 2011a:2, SUCCOW 2012:232).

Den vorangegangenen Ausführungen folgend handelt es sich bei dem Bergener Moor um ein **Sauer-Zwischenmoor** (vgl. MEIER-UHLHERR et al. 2011:20, SUCCOW 2012:232). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Bereiche mit dicht-wachsenden Schilfbeständen als **Reichmoor** zu charakterisieren sind (vgl. MEIER-UHLHERR et al. 2011:23, SUCCOW 2012:232).

Bei dem Gliederungsprinzip zur Einteilung **hydrogenetischer Moortypen** werden Informationen zur Wassereinspeisung, zum Profilaufbau des Moorkörpers und zur Mooroberfläche einbezogen (vgl. MEIER-UHLHERR 2011:7 ff.). Dabei wird das Moor als Teilkomplex des gesamten Landschaftsökosystems betrachtet (vgl. MEIER-UHLHERR et al. 2011:6 ff.).

Das Bergener Moor ist im altpleistozänen Raum am Fuße des Niederlausitzer Landrückens in Süd-Brandenburg lokalisiert, an dessen Nordhang die Berste (Fließgewässer 2. Ordnung) entspringt (LUGV o.J.:32, UHLMANN et al. 2013:21,31). Unter Berücksichtigung des digitalen Geländemodells (DGM1) lässt sich feststellen, dass das Bergener Moor eine leicht geneigte Oberfläche aufweist. Das Relief fällt nach Norden in Richtung des Vorfluters (Berste) ab.

Informationen zur Wassereinspeisung können aus den bereits vorgestellten Ergebnissen zum dreiteiligen Gliederungsprinzip abgeleitet werden. Im Hinblick auf den vertikalen Profilaufbau des Moores zeigen die Ergebnisse der bodenkundlichen Aufnahmen, dass es sich um das typische Profil eines **Verlandungsmoores** handelt (vgl. MEIER-UHLHERR et al. 2011:8 f., ZEITZ & MÖLLER 2014:46).

Ein weiterer hydrogenetischer Moortyp lässt sich, unter Berücksichtigung des horizontalen Profilaufbaus sowie der Lage des Untersuchungsgebietes im Landschaftsraum, für das Bergen Weißacker Moor ableiten. Sowohl das geneigte Relief als auch die Umgebung der Moorlandschaft sind kennzeichnend für den Moortyp des **Hang-Quellmoores** (vgl. SUCCOW et al. 2012:356, ZEITZ & MÖLLER 2014:48).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das Bergener Moor ein **Komplex aus einem Verlandungsmoor in Verbindung mit einem Hang-Quellmoor** darstellt. Dabei überwiegen die Eigenschaften des Verlandungsmoores im Bergener Teil. Der Hang-Quellmoor-Charakter lässt sich vorwiegend aus dem Horizontalaufbau und der lokalisierten Quellsituation der Berste am Nordhang des Niederlausitzer Landrückens ableiten (UHLMANN et al. 2013:154).

4.2 Evaluation der Maßnahmenziele – Parameter als Indikatoren

Den Zielvorstellungen der Revitalisierungsmaßnahme folgend, sind im Rahmen des Monitorings im Bergener Moor Parameter aufzunehmen, die sowohl die Vegetationsgesellschaften als auch Veränderungen im Wasserhaushalt und im Torfkörper abbilden.

Maßnahmenziel: Stabilisierung und Verbesserung des Wasserhaushaltes

Die Verbesserung des Gebietswasserhaushaltes durch die Schaffung eines erhöhten Wasserrückhaltes in dem Projektgebiet ist ein zentrales Ziel der Revitalisierungsmaßnahme (vgl. Kap. 3.3). In der Literatur werden verschiedene Methoden vorgestellt, die sich für die Beobachtung des **Moorwasserhaushaltes** eignen. Für die Beobachtung des Grundwasserspiegels sind Grundwassermessstellen einzurichten (vgl. Tab. 1) (LUTHARDT et al. 2006:91, LUTHARDT 2010:324). Dabei sollte mindestens eine Messstelle in der unmittelbaren Nähe zu der Fläche installiert werden, in der die Maßnahme umgesetzt wurde (LUTHARDT et al. 2006:91). Nach LUTHARDT (2010:324) ist die Dokumentation des Grundwasserstandes mindestens bis drei Jahre nach der Maßnahmenumsetzung fortzuführen (vgl. Tab. 1). Zur vollständigen Darstellung des Moorwasserhaushaltes sind auch die Oberflächengewässer als Parameter zu berücksichtigen (BONNETT et al. 2009:86). Der Gebietswasserabfluss lässt sich über die Installation eines Wehres z.B. Thomson-Wehr, im Vorfluter des Teileinzugsgebietes ermitteln, in dem die Maßnahme durchgeführt wurde (vgl. Tab. 1) (BONNETT et al. 2009:90). Direkte Hinweise auf Veränderungen im Moorwasserhaushalt können aus der Beobachtung der Ausdehnung offener Wasserflächen abgeleitet werden (LUTHARDT et al. 2006:95). Neben dem Oberflächen- und dem Grundwasser stellt der Niederschlag eine entscheidende Größe im Wasserhaushalt dar (BONNETT et al. 2009:86). Die Tagessummen der Niederschläge im Verlauf eines Jahres können im Gelände über Niederschlagsmesser ermittelt werden. Befindet sich in unmittelbarer Nähe zum Projektgebiet eine Wetterstation, können auch diese Daten genutzt werden (vgl. Tab. 1; BONNETT et al. 2009:91, LUTHARDT et al. 2006:144).

Maßnahmenziel: Wiederansiedlung moortypischer Vegetation

Neben der Verbesserung des Gebietswasserhaushaltes wird mit der Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahme im Bergener Moor die Wiederansiedlung einer moortypischen **Vegetation** angestrebt (vgl. Kap. 3.3). Die vegetationskundliche Charakterisierung bildet in Erfolgskontrollen für revitalisierte Moore einen zentralen Bestandteil (LUTHARDT 2010:324, BONNETT et al. 2009:30). Es können verschiedene Formen der Vegetationsaufnahme herangezogen werden. Bei der Auswahl der Aufnahmemethode sind die abzubildenden Zielvorstellungen und die ökonomischen Möglichkeiten zu berücksichtigen (ROCHEFORT et al. 2013:81). So wird die Transekt-Methode, bei relativ kurzen Beobachtungszeiträumen (< 5 Jahre nach der Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahme) und die Anlage dauerhafter Aufnahmeplots bei längeren Monitoringzeiträumen (> 5 Jahren) gewählt (ROCHEFORT et al. 2013:82, LUTHARDT et al. 2006:103). Dabei stellt die Vegetationsaufnahme nach der Methode von BRAUN-

BLANQUET eine häufig verwendete Methode zur Erfassung der Vegetationsgesellschaften dar (vgl. Tab. 1) (vgl. LUTHARDT et al. 2006:106, ROCHEFORT et al. 2013:74). Das gesamte Artenspektrum in einem Gebiet kann durch die Erstellung einer Gesamtartenliste abgebildet werden. Dabei werden alle Arten, die auf der Monitoringfläche vorkommen, erfasst. Auch die Häufigkeit, mit der die Art in dem Projektgebiet auftritt, wird aufgenommen (vgl. LUTHARDT et al. 2006:101). Neben den bereits vorgestellten klassischen Feldmethoden können Fernerkundungsdaten genutzt werden, um die Vegetation eines Projektgebietes zu charakterisieren (vgl. Tab. 2; vgl. FRICK et al. 2011:110). Welche Vegetationsgesellschaften sich in einem Ökosystem ausprägen wird nicht nur von der Wasserquantität, sondern auch von der Wasserqualität beeinflusst (ZERBE et al. 2013:1195). Vor diesem Hintergrund wird bei langfristig angelegten Beobachtungen (> 5 Jahre) die Aufnahme von abiotischen Parametern aus Bodenproben (vgl. Tab. 2) unterschiedlicher Horizonttiefen (0 – 20 dm Tiefe, 20 – 40 dm Tiefe) empfohlen (LUTHARDT et al. 2006:64-66,71). Die Bodenproben sollten sowohl im Hinblick auf physikalische als auch auf chemische Parameter analysiert werden. Dazu zählt die Bestimmung von Nährstoffen und der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte aus der Bodensubstanz (vgl. Tab. 2; LUTHARDT et al. 2006:64 f.). Des Weiteren empfehlen BONNETT et al. (2009:98) und LUTHARDT et al. (2006:65) die Bestimmung des pH-Wertes im Oberboden (vgl. Tab. 2). Außerdem wird die Analyse der gewonnenen Bodenproben zur Bestimmung physikalischer Größen (z.B. Trockenrohddichte, relative Lagerungsdichte, Einheitswasserzahl) bei langfristig angelegten Beobachtungen empfohlen (vgl. Tab.2; BONNETT et al. 2009:98).

Maßnahmenziel: Stabilisierung des Torfkörpers, Wiederbelebung des Torfwachstums

Die Stabilisierung des **Torfkörpers** und die Wiederbelebung des Torfwachstums zählen zu den langfristig angestrebten Zielen der Revitalisierungsmaßnahme „Torferhalt durch Grabenverschluss“ (vgl. Kap. 3.3). Im Rahmen der Erfolgskontrolle für wiedervernässte Waldmoore wird ausschließlich die Etablierung von torfbildenden Pflanzen (z.B. Moose (*Sphagnum spec.*), Seggen (*Carex spec.*), Schilf (*Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.*) als Indikator für die Wiederbelebung des Torfwachstums herangezogen (vgl. Tab. 1) (vgl. LUTHARDT 2010:324). ZERBE et al. (2013:1197) und STEFFENHAGEN et al. (2010:306) wählen einen indirekten Ansatz zur Quantifizierung des Torfakkumulationspotentials. Bei diesem Ansatz wird die Vegetation im Hinblick auf ihr Torfbildungspotential klassifiziert und in dem Projektgebiet quantifiziert. Als Ergebnis lassen sich Bereiche in dem Projektgebiet ausweisen, in denen gute Bedingungen für das Torfwachstum vorliegen und eine potentielle Torfakkumulation möglich ist (ZERBE et al. 2013:1198,1206, STEFFENHAGEN et al. 2010:306). Wiedervernässungsmaßnahmen führen i.d.R. schnell zu einer Beeinflussung des Wasserspiegels und zu einer Veränderung der chemischen und physikalischen Bedingungen im Torfkörper (WORRALL et al. 2007:316). Um diese Veränderungen erfassen zu können, sind biogeochemische und physikalische Parameter aufzunehmen (vgl. Tab. 2). Aufschluss über den Grad der Degradierung des Torfkörpers können über die Ermittlung der Trockenrohddichte, der Einheitswasserzahl und der Lagerungsdichte gewonnen werden (LUTHARDT et al. 2006:66,43). Um Hinweise zum Sauerstoffgehalt im Torfkörper ableiten zu können empfiehlt BONNETT et al. (2009:96) die Messung des Redoxpotentials in Boden- und Wasserproben (vgl. Tab. 1). Für die Beurteilung des Torfkörperzustandes bildet nach BONNETT et al. (2009:31) die Analyse des Anteils von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC = *dissolved organic carbon*) in Wasserproben einen wichtigen Bestandteil in einem Monitoring (vgl. Tab. 1). Die Aufnahme von DOC-Konzentrationen eignet sich nur für langfristig angelegte Monitoringkonzepte (BONNETT et al. 2009:104).

5 Diskussion und Fazit

5.1 Ist-Zustandsanalyse – historische und aktuelle Erkenntnisse

Die Entwicklung eines Ökosystems nach der Durchführung der Revitalisierungsmaßnahme lässt sich unter Berücksichtigung des Status Quo abbilden. Langfristig betrachtet bilden die detaillierten Informationen zu dem Projektgebiet und der Umgebung die Basis für die Interpretation der Monitoringergebnisse (NATURAL ENGLAND 2011:4, LUTHARDT 2010:323).

5.1.1 Vegetationskundliche Charakterisierung

Aus den vorliegenden Quellen lässt sich die historische und rezente botanische Ausstattung des Projektgebietes ableiten. Dabei ist zu beachten, dass die Ergebnisse der Kartierungen sich häufig nicht flächenscharf auf das Projektgebiet übertragen lassen oder nicht das gesamte Artenspektrum abbilden.

5.1.2 Moorwasserhaushalt

Aus der Literatur lassen sich nur wenige Informationen zu den hydrologischen Bedingungen im Moorökosystem vor der montanindustriellen Beeinflussung ableiten. Vertreter des LBGR vermuten, dass vor der montanindustriellen Beeinflussung die Grundwasserflurabstände in dem Projektgebiet nur sehr gering ausgeprägt waren (NESTLER 2002:1). Diese Vermutung wird durch Angaben gestützt, die in der Bodenübersichtskarte 300 (BÜK 300) gemacht werden. In dieser Darstellung werden für das Projektgebiet natürlicherweise hohe Grundwasserstände dokumentiert (MEHL et al. 2012:38).

Sowohl Informationen aus Literaturquellen als auch Strukturelikte der einstigen Nutzung in dem Projektgebiet belegen, dass das hydrologische System des Bergen-Weißacker Moores in den vergangenen Jahrzehnten durch die anthropogenen Einflussnahmen stark beeinträchtigt wurde. Die einstigen Torfabbauflächen sind periodisch wasserführend. Diese künstlich hervorgerufenen Wasserflächen wirken sich auf die Evapotranspirationsrate und somit auf das Mikroklima in einem Mooregebiet aus (KETCHESON & PRICE 2011:1263 f.).

Neben dem Torfabbau hat sich die Bewirtschaftung des Tagebaus „Schlabendorf-Süd“ auf den Wasserhaushalt des Moores ausgewirkt. Der Eingriff in das hydrologische System lässt sich durch eine Gegenüberstellung der anzunehmenden vorbergbaulichen mit den nachbergbaulichen Verhältnissen darstellen.

Die nachbergbaulichen Verhältnisse lassen sich mit den Ergebnissen aus dem langfristig angelegten (1992 bis 2014) **hydrologischen Monitoring** (Abb. 5, links) der Grundwassermessstellen nachzeichnen. Die Aufzeichnungen zu den Grundwasserständen beginnen zu der Zeit, als der Absenkungstrichter der „Schlabendorfer Felder“ seine maximale Ausdehnung erreicht hatte (LMBV 2012:4). Die Grundwasserganglinien der Pegel 466 und 484 (verfiltert im GWLK 1) zeigen im Messzeitraum von 1992 bis 2014 einen deutlichen Grundwasseranstieg von 8 m bzw. 9 m nach der Stilllegung des Tagebaus „Schlabendorf-Süd“ an. Unter Berücksichtigung der Ganglinien der genannten Pegel lässt sich der massive montanindustrielle Einfluss auf den Grundwasserhaushalt verifizieren.

Die gemessenen Wasserstände erreichen kurz nach der Stilllegung des Tagebaus im Jahr 1992 Werte von ≤ 65 m NHN. Unter Berücksichtigung der Geländeoberfläche (GOF) (vgl. Kap. 4.1.2) lässt sich ableiten, dass das Grundwasser zu diesem Zeitpunkt einen Flurabstand von > 10 m aufgewiesen hat. Nach MANHENKE & PAWLITZKY (2010:106) sind für den Untersuchungsraum natürlicherweise niedrige Grundwasserflurabstände (< 5 m) charakteristisch. Eine bergbauliche Prägung im GWLK 1 ist somit durch die langjährigen Grundwassermessreihen zu bestätigen. Die Messreihen der Pegel 466 und 484 (verfiltert im GWLK 1) zeigen keine deutlichen Veränderungen der Grundwasserstände in dem Zeitraum von November 2013 bis Juni 2014 an (vgl. Abb. 5, rechts). Demzufolge ist davon auszugehen, dass der Anstieg des Grundwassers mehr als 20 Jahre nach der Stilllegung des Tagebaus abgeschlossen ist.

Unter Berücksichtigung der modellierten Wasserspiegellagen aus der Machbarkeitsstudie von MEHL et al. (2012:Anhang 5) wird deutlich, dass die ermittelten Grundwasserstände – im GWLK 1 – hinter den berechneten zurückbleiben. Dies trifft besonders für den östlichen Bereich des Bergener Moores zu (MEHL et al. 2012:51). Im Bereich der Pegel 484 und 466 liegen die berechneten Wasserspiegellagen zwischen 79,5 m NHN und 78 m NHN (Stand: 2011) (vgl. Kap. 4.1.1). Im Vergleich dazu zeigen die Grundwassermessstellen einen Wasserstand im Bereich von 73 m NHN an (Stand: 2014). Nach MEHL et al. (2012:51) werden die Wasserstände im Süden- und Südwesten des Bergener Moores durch die künstliche Bewässerung positiv beeinflusst.

Bei dem Vergleich der Ganglinien der Pegel 467 und 468 (verfiltert im unbedeckten, schwebenden GWL) wird deutlich, dass die ermittelten Wasserstandhöhen bei der Messstelle 468 deutlichere Fluktuationen aufzeigen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Messstelle 468 in der unmittelbaren Nähe des Zuleitungsgrabens lokalisiert ist. Es ist anzunehmen, dass dieser Pegel Veränderungen in Grabennähe anzeigt und nicht die natürlichen Grundwasserverhältnisse spiegelt.

Es ist zu beachten, dass aufgrund der anzunehmenden heterogenen hydrogeologischen Verhältnisse in dem Mooregebiet die Ergebnisse, der punktuell ermittelten Grundwassermessreihen nur eingeschränkt auf die gesamte Moorfläche übertragen werden können.

5.1.3 Bodenkundliche Charakterisierung

Aus den Ergebnissen bereits vorangegangener Arbeiten lassen sich Hinweise auf **Bodentypen** ableiten, die das Projektgebiet und die Moorrandbereiche prägen (vgl. STEGMANN et al. 2011, SCHMIDT 2013, LANGE et al. 1978). Es liegen jedoch keine bodenkundlichen Daten vor, die vor den montanindustriellen Aktivitäten erhoben wurden, sodass ein Vergleich zwischen der vor- und nachbergbaulichen Prägung nicht möglich ist.

Die Ergebnisse aus der bodenkundlichen Inventarisierung, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführt wurden, lassen eine detaillierte Charakterisierung der aktuellen bodenkundlichen Verhältnisse im Bergener Moor und der Moorrandbereiche zu.

Unter Berücksichtigung der erzielten Ergebnisse vorangegangener Bohrsondierungen von STEGMANN et al. 2011 und SCHMIDT 2013 lässt sich feststellen, dass im Rahmen der bodenkundlichen Inventarisierung vergleichbare Resultate erzielt wurden. Dabei können sowohl in der Moorkernzone als auch im Moorrandbereich (vgl. Kap. 4.1.3, Abb. 6) die Bodentypen Erdniedermoor und Mulmniedermoor angesprochen werden. Diese, für entwässerte Moore, charakteristischen Bodentypen weisen diagnostische Horizonte auf, die auf einen Wassermangel im Moor und den damit verbundenen Prozess der sekundären Torfzersetzung zurückzuführen sind (ZEITZ 2014:116, AD-HOC-AG BODEN 2005:260, MEIER-UHLHERR et al. 2011a:2, STEGMANN & ZEITZ 2012:55). Dabei sind Mulmniedermoorböden im Bergener Moor vorwiegend mit Grabenstrukturen assoziiert. Es ist anzunehmen, dass die Kombination aus der direkten Entwässerung durch die Grabenstrukturen in Verbindung mit der Grundwasserabsenkung, die Ausbildung des Vermulmungsgefüges aufgrund eines extremen Wassermangels fördert (ZEITZ 2014:116 f.).

Die Dominanz von Erd- und Mulmniedermoorböden im Bergener Moor deutet auf eine deutliche Prägung des Moores durch anthropogen induzierte Eingriffe in die Moorhydrologie hin. SCHWÄRZEL et al. (2002:480) stellen heraus, dass sich diese Bodentypen durch Eingriffe in den Moorwasserhaushalt einstellen.

Sowohl die Ergebnisse der Untersuchungen von STEGMANN et al. (2011) als auch die Resultate der bodenkundlichen Inventarisierung zeigen, dass der Bodentyp Niedermoor, der zu der Klasse der Naturnahen Moore zählt, ausschließlich im südlichen bzw. südwestlichen Teil des Bergener Moores vorliegt. Es ist davon auszugehen, dass hier die kontinuierliche künstliche Wasserzuleitung seit den 1980er Jahren einer Degradierung der Torfhorizonte entgegengewirkt hat.

Die Ergebnisse, der detaillierten bodenkundlichen Inventarisierung zeigen, dass in der **Moorkernzone** (vgl. Kap. 4.1.3, Abb. 6) zumindest in den tieferen Horizonten ein intakter Torfkörper vorliegt, der sich trotz der Eingriffe in den Wasserhaushalt erhalten hat. Dennoch wird die anthropogene Prägung auch in der Moorkernzone durch die identifizierten vererdeten und vermulmten Horizonte in den oberen Torfschichten deutlich.

Die Ergebnisse der substratsystematischen Kennzeichnung zeigen, dass keine durchgängigen stauenden Lagen in dem Projektgebiet zu identifizieren sind. Auch MEHL et al. (2012:38) folgen diesem Ergebnis. NESTLER (2002:3) weist dagegen auf durchgängige stauende Bildungen im Südosten des Bergener-Weißacker Moores hin. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus der bodenkundlichen Inventarisie-

rung kann dieser Angabe nicht gefolgt werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Bohrsondierungen lediglich eine Tiefe von 1,5 m erfassen. Da schwebende GWL in dem Untersuchungsgebiet dokumentiert sind, sind durchgängige stauende Lagen in größerer Profiltiefe zu erwarten.

Die organischen Horizonte im Projektgebiet werden überwiegend von sandigen Bildungen unterlagert. Aufgrund der guten wasserleitenden Eigenschaften der Sand dominierten Substrate und unter Berücksichtigung des natürlicherweise vorliegenden geringen Grundwasserflurabstandes ist davon auszugehen, dass die Moorbildungen vor der montanindustriellen Beeinflussung in einem direkten Kontakt zu dem oberen unbedeckten Grundwasserleiter standen. Auch MEHL et al. (2012:38), NESTLER (2002:3) und KANNEGIESER (1998:758) gehen von dieser Annahme aus. Vor diesem Hintergrund ist anzumerken, dass insbesondere in der Moorkernzone einige Mudden mit Reduktionshorizonten identifiziert wurden, die als Hinweise auf einen Grundwassereinfluss in dem Projektgebiet bewertet werden müssen.

In der **Moorumgebung** nimmt der Bodentyp Podsol die dominierende Position ein. Die Ergebnisse der substratsystematischen Kennzeichnung zeigen, dass Flugsande und Schmelzwassersande sowie aquatisch umgelagerte Sande als Bodenausgangssubstrate in der Moorumgebung vorliegen. Diese glazigenen Sedimente stellen die idealen Ausgangssubstrate für die Entwicklung von Podsolböden dar (BLUME et al. 2010:325).

Der Bodensubtyp Pseudogley-Podsol tritt in mehreren Profilen in der von Ost nach West streichenden Catena auf. In diesen Profilen bilden schwach lehmige Schmelzwassersande die Ausgangssubstrate. Die unterlagernden lehmigen glazifluviatilen Sedimente begünstigen Staunässe und bilden somit die idealen Voraussetzungen für die Entwicklung der stauwasserbeeinflussten Subbodentypen (BLUME et al. 2010:329). Im Randbereich des Moores tritt die Klasse der Gleye in verschiedenen Subtypen in Erscheinung. Das Auftreten dieser Bodentypen, weist deutlich auf einen Grundwassereinfluss im Moorrandbereich hin.

Über die Einbeziehung der Moorumgebung in die bodenkundlichen Aufnahmen lässt sich das Moorökosystem im Kontext des gesamten Landschaftsökosystems betrachten. Die substratsystematische Kennzeichnung der Bodenausgangssubstrate lässt Rückschlüsse auf die Substratgenese zu (AD-HOC-AG BODEN 2005:135). Somit lassen sich aus der Substratansprache Hinweise auf die Landschaftsgeschichte ableiten (BLUME et al. 2010:2).

5.1.4 Moorgenese & Moorklassifizierung

Die Ergebnisse der Literatur-basierten Charakterisierung stellen keine eindeutigen Informationen zu der **Moorgenese** und dem vorliegenden **Moortyp** bereit. Zu diesen Themenkomplexen lassen sich jedoch grundlegende Informationen aus den Ergebnissen der detaillierten bodenkundlichen Inventarisierung extrahieren.

Die Ergebnisse der substratsystematischen Kennzeichnung zeigen, dass neben äolischen, glazifluviatilen und aquatisch verspülten Sedimenten, glazigene Sedimente das Projektgebiet prägen. Es kann somit sowohl für den Moorbereich als auch für die Moorumgebung eine deutliche glaziale Prägung und periglaziale Überprägung angenommen werden. Des Weiteren können mächtige Mudden flächendeckend im gesamten Bergener Moor sowohl in der Kernzone als auch der Randzone nachgewiesen werden. Eine ausschließlich anthropogen induzierte Moorgenese (stauende Kolluvien) lässt sich aufgrund der Substratkennzeichnung und der Substratmächtigkeit ausschließen. Unter Berücksichtigung der geographischen Lage des Projektgebietes ist anzunehmen, dass die vorliegenden Substrate durch reliefausgleichende periglaziale Prozesse und Sedimenttransporte bereits im Weichsel-Spätglazial sedimentiert wurden (vgl. ZEPP 2011:314 f., KÜHN 2014:28). ZEPP (2011:317) und HERMSDORF (2007:14) führen aus, dass für den Untersuchungsraum Moorbildungen in Niederungsgebieten zu Beginn des Holozäns typisch sind. Dabei sind die geringen Torfmächtigkeiten von $\leq 1,5$ m charakteristisch für Moorbildungen in Altmooränengebieten und können nicht ausschließlich als Nachweis für eine junge Entstehungsgeschichte herangezogen werden (LUTHARDT & ZEITZ 2014:30).

Die vorliegenden Informationen zu dem Bergener Moor verdeutlichen, dass bisher keine eindeutigen Aussagen im Hinblick auf den **Moortyp** vorliegen (vgl. Kap. 4.1.1). Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus der bodenkundlichen Inventarisierung lässt sich das Bergener Moor als ein Komplex aus einem Hang-Quellmoor und einem Verlandungsmoor charakterisieren (vgl. Kap. 4.1.3).

Im Hinblick auf den Ökologischen Moortyp stimmen die im Rahmen der Biotoptypenkartierung gewonnenen Erkenntnisse mit den Ergebnissen aus der bodenkundlichen Inventarisierung überein (MEHL et al. 2013:65).

5.1.5 Anthropogene Prägung und Maßnahmen

Die Nutzungsgeschichte lässt sich durch Informationen aus historischen und rezenten Literaturquellen sowie unter Berücksichtigung kartographischer Darstellungen belegen (vgl. Kap. 4.1.1).

5.2 Parameterselektion

Die ausgewählten Parameter sollen sowohl die Komplexität des gesamten Systems abbilden, als auch eine Bewertung des Maßnahmenerfolges ermöglichen (vgl. DALE & BEYELER 2001:4). Darüber hinaus sind externe Faktoren zu berücksichtigen, die einen Einfluss auf das Ökosystem haben (ZERBE et al. 2013:1195).

5.2.1 Parameter – Stabilisierung und Verbesserung des Wasserhaushaltes

Im Bergener Moor können bereits bestehende Grundwassermessstellen genutzt werden um die Auswirkungen der Revitalisierungsmaßnahme auf den Grundwasserkörper abzubilden. So empfiehlt sich die Fortführung des Grundwassermonitorings an den bereits in den Moorrandbereichen installierten **Grundwasserpegelmessstellen**. Es ist jedoch zu beachten, dass sich die installierten Messstellen nicht in dem direkten Einflussbereich der Maßnahme befinden. Vor diesem Hintergrund und aufgrund der äußerst heterogenen hydrogeologischen Bedingungen im Untersuchungsraum (vgl. Kap. 2.4, Kap. 4.1.1) sollte zusätzlich mindestens eine Messstelle im zentralen Moorbereich im direkten Wirkungsbereich der Maßnahme – in unmittelbarer Nähe zu den verschlossenen Grabensystemen – installiert werden. Die Veränderung des Moorwasserhaushaltes lässt sich nur über ein hydrologisches Monitoring im direkten Einflussbereich der Maßnahme darstellen (LUTHARDT et al. 2006:91). Darüber hinaus ist die Dokumentation des Gebietswasserabflusses an dem bereits bestehenden Thomson-Wehr in der Berste fortzuführen (vgl. MEHL et al. 2012:85).

Hinweise für die Interpretation der hydrologischen Daten

Aus den hydrologischen Daten können Hinweise zu dem **Wasserrückhalt im Moor** und dem **Wasserhaushalt im Torfkörper** abgeleitet werden. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass stark degradierte organische Horizonte im Vergleich zu intakten Moorböden eine verringerte Porosität und erhöhte Lagerungsdichte aufweisen (STEGMANN & ZEITZ 2012:47, LUTHARDT & ZEITZ 2014:113). Mit fortschreitender Degradierung entwickelt sich ein biogenes Aufbauegefüge (STEGMANN & ZEITZ 2012:55, AD-HOC-AG BODEN 2005:118). Die Veränderung des Bodengefüges wirkt sich unmittelbar auf den Bodenwasserhaushalt aus. Die oberflächennahen Horizonte stark degradierten Moorböden weisen nahezu hydrophobe Eigenschaften auf, die einen kapillaren Aufstieg des Wassers aus tieferen Horizonten einschränken (LUTHARDT & ZEITZ 2014:118, SCHWÄRZEL et al. 2002:484). In stark degradierten Mooren führt somit eine Wiedervernässung nicht automatisch zu einer Verbesserung der Wasserverhältnisse im Torfkörper. Die gewonnenen Erkenntnisse aus der bodenkundlichen Inventarisierung bilden somit einen wichtigen Hintergrund bei der Interpretation der aufgenommenen hydrologischen Daten und der Evaluation der Revitalisierungsmaßnahme.

5.2.2 Parameter – Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation

Die Wiederansiedlung einer **moortypischen Vegetation** stellt ein weiteres zu überprüfendes Ziel der Maßnahme dar. In der Beschreibung der Zielvorstellungen werden dabei keine konkreten Pflanzenarten genannt, die wiederangesiedelt werden sollen. Vor diesem Hintergrund kann die Wiederansiedlung von Sumpf- und Moorpflanzen (*Helophyten*) (z.B. *Typha latifolia* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb., *Phalaris arundinacea* L.) als Indikator für das genannte Maßnahmenziel herangezogen werden (BONNETT et al. 2009:30, STEFFENHAGEN et al. 2010:306).

Veränderungen in der Zusammensetzung der Vegetationsgesellschaften lassen sich über **Vegetationskartierungen** ableiten (vgl. LUTHARDT et al. 2006:103). Grundsätzlich wird eine Kombination verschiedener Aufnahmemethoden empfohlen, um eine detaillierte Charakterisierung der Vegetationsbestände gewährleisten zu können und dem räumlichen Bezug gerecht zu werden (LUTHARDT et al. 2006:99).

Neben den klassischen Aufnahmemethoden können Daten aus der **Fernerkundung zur Kartierung von Vegetationsgesellschaften** genutzt werden (FRICK et al. 2011:110). Diese Methode eignet sich vor allen Dingen zur Kartierung großflächiger Moorareale oder bei unzugänglichen Flächen (BONNETT et al. 2009:35, STEFFENHAGEN et al. 2010:308 f.). Die Auswertung hochaufgelöster Fernerkundungsdaten (z.B. QuickBird-Daten) ermöglicht auf regionaler Ebene die Differenzierung von Vegetationstypen. ZERBE et al. (2013:1207) stellen heraus, dass die Auswertung von Satellitenbildern in langfristig angelegten Monitoringkonzepten eine kosteneffektive Methode zur Abbildung der Entwicklung der Vegetationsbestände darstellt. Im Vergleich zu den Feldkartierungsmethoden ist die Aufnahme der Vegetationsbestände über Fernerkundungsdaten nicht so detailliert. Unter Berücksichtigung der vorangegangenen Ausführungen empfiehlt sich für das eher kleinflächige Bergener Moor die Anwendung klassischer Feldkartierungsmethoden für die Vegetationsaufnahme.

Hinweise zur Interpretation vegetationskundlicher Daten

Die Verbesserung des Wasserhaushaltes geht nicht automatisch mit der Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation einher. Sowohl abiotische als auch biotische Einflüsse können trotz eines angepassten Wasserhaushaltes die Etablierung einer moortypischen Vegetation verhindern (KLIMKOWSKA et al. 2010:248 ff., HEDBERG et al. 2012:60). Bei degradierten Moorstandorten wird die Vegetation von Generalisten (z.B. Ruderalvegetation, gewöhnliche Grünlandgesellschaften) mit einem hohen Verbreitungspotential dominiert (KLIMKOWSKA et al. 2010a:69). Die für Moorstandorte charakteristischen Spezialisten mit einer geringen Verbreitungsintensität werden bzw. bleiben verdrängt (KLIMKOWSKA et al. 2010:249). Zudem wirken sich die Dominanz von Baum- und Strauchgesellschaften und das Fehlen von vegetationsfreien Flächen negativ auf die Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation aus (KLIMKOWSKA et al. 2010:249, HEDBERG et al. 2012:60). Die Bereiche in denen eine Flachabtorfung entlang der Grabenstrukturen im Bergener Moor durchgeführt wurde, treten als vegetationsfreie Flächen auf. Diese Flächen weisen ideale Bedingungen für die Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation auf (KLIMKOWSKA et al. 2010:249). Im Vergleich dazu ist zu erwarten, dass in den von Gehölzen dominierten Arealen im Bergener Moor die Wiederansiedlung der moortypischen Flora, eingeschränkt sein wird. Studien haben gezeigt, dass Wiedervernässungsmaßnahmen aus den genannten Gründen häufig nicht zu einer Wiederansiedlung der moortypischen Vegetation führen (VAN BODEGOM et al. 2006:258).

Darüber hinaus wirken sich **abiotische Bedingungen** auf die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften aus. Die Degradierung des Torfkörpers führt zu einer Veränderung der chemischen Standortbedingungen (STEGMANN & ZEITZ 2012:47, LUTHARDT & ZEITZ 2014:113). Im Porenwasser stark degradierter Torfe wurde in einigen Studien nach der erfolgten Wiedervernässung ein Anstieg von u.a. Phosphor (P), Stickstoff (N) sowie gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC = *dissolved organic carbon*) nachgewiesen (vgl. ZAK & GELBRECHT 2007:148, TARVAINEN et al. 2013:596). Dabei werden die chemischen Verhältnisse im Torfkörper von der vorangegangenen Nutzung, dem Moortyp, dem Grad der Torfzersetzung, dem Redoxpotential und den qualitativen Eigenschaften des speisenden Wassers bestimmt (ZAK

& GELBRECHT 2007:148, SUCCOW & JOOSTEN 2012:21, LAMERS et al. 2015:176). Des Weiteren wirkt sich auch der Grad der Wiedervernässung auf die Stoffkonzentrationen aus. Bleiben die Wasserstände nach der Maßnahme 20 bis 60 cm unter der Geländeoberfläche, ist sogar ein Anstieg der N-Konzentration trotz der Wiedervernässung zu erwarten (vgl. SUCCOW & JOOSTEN 2012:22).

Eine Veränderung der **chemischen Bedingungen** nach erfolgter Wiedervernässung kann sich auf die Zusammensetzung der Vegetationsgesellschaften auswirken. Entsprechend der Nährstoffzusammensetzung, etabliert sich eine an die vorherrschenden Verhältnisse angepasste Vegetation. Die chemischen Eigenschaften, die nach der Wiedervernässung im Torfkörper vorliegen, wirken sich somit auf den Erfolg der Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation aus (MÄLSON et al. 2008:105).

Über die Bestimmung der **Wasserqualität** und die Ermittlung **chemischer Bodeneigenschaften** lassen sich Rückschlüsse auf die vorherrschenden Habitatbedingungen ziehen. Allerdings handelt es sich bei den Untersuchungen zur Analyse chemischer Parameter um relativ kostenintensive Methoden. Vor diesem Hintergrund ist die Erfassung chemischer Parameter nur sinnvoll, wenn diese zur Beantwortung einer entsprechenden Zielsetzung notwendig sind (vgl. HAAPALEHTO 2014:14 f.). Für die Evaluation des Maßnahmenziels „Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation“ ist die Aufnahme von chemischen Parametern nicht zwingend erforderlich. Die Ergebnisse chemischer Analysen können aber als Hintergrundinformation bei der Dateninterpretation sinnvoll sein.

Neben den chemischen Eigenschaften wirken sich auch veränderte **hydraulische Eigenschaften** im degradierten Torfkörper auf die Wiederansiedlung der moortypischen Flora aus (STEGMANN & ZEITZ 2012:47, LUTHARDT & ZEITZ 2014:113, LUTHARDT 2014:141).

5.2.3 Parameter - Stabilisierung des Torfkörpers, Wiederbelebung des Torfwachstums

Langfristiges Ziel der Revitalisierungsmaßnahme ist die **Stabilisierung des Torfkörpers** bzw. die **Wiederbelebung des Torfwachstums**. Die Torfakkumulationsraten belaufen sich in einem intakten Moor auf wenige Millimeter pro Jahr (HAAPALEHTO et al. 2010:593). Der Beobachtungszeitraum im Rahmen eines Monitorings (i.d.R. ≤ 10 Jahre) ist angesichts der geringen Akkumulationsraten zu kurz, um das Wachstum des Torfkörpers direkt zu messen (ZERBE et al. 2013:1197, BONNETT et al. 2009:17). KLAVINS et al. (2008:1) stellen heraus, dass Veränderungen, die den Torfkörper betreffen, indirekt durch Parameter abgebildet werden können. Hinweise auf den Zustand des Torfkörpers werden vorwiegend aus der Zusammensetzung der Vegetation abgeleitet (TARVAINEN et al. 2013:593). Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Torfbildung nicht nur durch die Vegetation, sondern auch durch die vorherrschenden hydrologischen Bedingungen, die biotischen (z.B. Aktivität von Mikroorganismen) und abiotischen Faktoren beeinflusst wird. In diesem Zusammenhang ist es schwierig Aussagen zu der Entwicklung des Torfkörpers alleine durch die Betrachtung der Vegetationsbestände zu treffen (PHILBEN et al. 2014:897 f.). Des Weiteren führt HAAPALEHTO (2010:588) aus, dass es Jahrzehnte dauern kann, bis sich eine Vegetation einstellt, die die tatsächlichen Verhältnisse nach der erfolgten Revitalisierung im Mooregebiet spiegelt.

Im Hinblick auf die Evaluierung der Maßnahme „Torferhalt durch Grabenverschluss“ (HSS 2013) können Ergebnisse aus der Vegetationskartierung, unter Berücksichtigung der hydrologischen Aufnahmeparameter, zur Ableitung des Torfakkumulationspotentials genutzt werden.

Im Gegensatz zum Torfwachstum verläuft die Degradierung der organischen Substanz wesentlich schneller. Nach EGGELSMANN (1990:341) kann sich der Moorschwind auf Niedermoorflächen abhängig von den äußeren Einflussfaktoren auf bis zu 40 mm pro Jahr belaufen. Der Moorschwind geht mit einer Veränderung der physikalischen Eigenschaften der Torfe einher. So empfiehlt LUTHARDT et al. (2006:63) die Bestimmung **physikalischer Parameter** in Torfproben. Allerdings stellen BONNETT et al. (2009:36) heraus, dass die Entnahme von ungestörten Torfproben äußerst schwierig ist und es leicht zu einer Veränderung des Gefüges und somit zu fehlerhaften Messergebnissen kommen kann. Dabei ist zu beachten, dass die Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahme „Torferhalt durch Grabenverschluss“ im Bergener Moor sowohl eine Bodenverlagerung als auch eine Bodenverdichtung bedingt hat. Ungestörte Bodenproben sind in der unmittelbaren Nähe der ausgeführten Maßnahme somit

nicht zu gewinnen. Die Bestimmung von physikalischen Bodeneigenschaften erscheint vor diesem Hintergrund im unmittelbaren Maßnahmenbereich nicht sinnvoll, um die Wirkung der Maßnahme auf den Zustand des Torfkörpers abzubilden.

BONNETT et al. (2009:96) sehen die Bestimmung des **Redoxpotentials** als essentiellen Parameter zur Beurteilung des Torfkörperzustandes an. Aus der Bestimmung des Redoxpotentials lassen sich Hinweise auf den Zustand des Torfkörpers ableiten. Dabei sollten sowohl die Temperatur als auch der pH-Wert mitbestimmt werden, da beide Parameter sich auf das Redoxpotential auswirken (BLUME et al. 2010:163, KOPPISCH 2012:10).

Zur Beurteilung der Maßnahmenziele erscheint die Aufnahme von Redoxpotentialmessungen in den Parameterkatalog jedoch sinnvoll. Über die Bestimmung dieses Parameters können Rückschlüsse auf die Sauerstoffverhältnisse im Torfkörper gezogen werden. Somit lassen sich aus den gemessenen Werten Hinweise auf Abbauprozesse im Torfkörper ableiten. Da sich nach HÖLL et al. (2009:82) in kurzen Aufnahmezeiträumen Abweichungen zwischen den Messwerten und den realen Bedingungen ergeben können, ist die Methode nur für langfristig angelegte Messreihen zu empfehlen.

Hinweise auf den Zustand des Torfkörpers lassen sich durch die Bestimmung des Anteils an **gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon)** aus dem Porenwasser oder im Vorfluter des Mooregebietes ableiten. Bei diesen Kohlenstoffverbindungen handelt es sich um Abbauprodukte, die aus der Zersetzung organischer Substanz hervorgehen (SCHWALM 2015:19). Das Porenwasser in naturnahen Mooren weist DOC-Gehalte von 20 bis 60 mg l⁻¹ auf (BENGTSSON & TÖRNEMAN 2003:96, STRACK et al. 2006, in SCHWALM 2015:21, ZAK & GELBRECHT 2008, in SCHWALM 2015:21).

Veränderungen der Temperatur, der Aktivität der Mikroorganismen und der chemischen Bedingungen im Torfkörper beeinflussen die DOC Konzentration in der Bodenlösung (HOLDEN 2005:2902). Niedrige pH-Werte, hohe Feuchtegehalte und geringe Temperaturen führen zu einer verminderten Aktivität der Destruenten (SCHWALM & ZEITZ 2015:78). Somit werden die Freisetzung und der Verbrauch von DOC vorwiegend durch biogeochemische Prozesse und den Wasserhaushalt im Moorökosystem gesteuert (TIEMEYER & KAHLE 2014:4124, SCHWALM & ZEITZ 2015a:73). Kontinuierlich hohe Wasserstände, die sich nah unter der Geländeoberfläche befinden, führen zu niedrigen DOC-Konzentrationen im Porenwasser und den Vorflutern (HÖLL et al. 2009:83). Entsprechend haben HÖLL et al. (2009:82) in einer Studie nachgewiesen, dass niedrige Redoxpotentialwerte mit niedrigen DOC-Konzentrationen assoziiert sind. Studien von ZAK & GELBRECHT (2007:147) haben aufgezeigt, dass die DOC Konzentrationen vom Grad der Torfzersetzung abhängig sind. Demzufolge werden bei stark zersetzten Torfen höhere Mengen DOC freigesetzt als bei schwach zersetzten organischen Böden (SCHWALM & ZEITZ 2015:75). Somit lassen sich über die Bestimmung der DOC Konzentrationen indirekt Hinweise auf den Zustand des Torfkörpers ableiten. Eine Verringerung der Gehalte an gelöstem organischem Kohlenstoff im Porenwasser lässt auf eine Stabilisierung des Torfkörperzustandes schließen.

Beobachtungen zeigen, dass die DOC-Konzentrationen in erfolgreich wiedervernässten Mooren erst nach längeren Zeiträumen (> 10 Jahre) die für naturnahen Moore zu erwartenden Gehalte erreichen (HÖLL et al. 2009:82 f.). Bisher existieren jedoch nur wenige Studien, in denen eine langfristige Dokumentation der DOC-Gehalte in Niedermoorstandorten erfolgt ist (SCHWALM & ZEITZ 2015:73).

Aus den vorangegangenen Ausführungen lässt sich ableiten, dass sich Aussagen zur Stabilisierung des Torfkörpers auf der Grundlage von DOC-Gehalten erst nach einem Zeitraum von > 10 Jahren treffen lassen. Den vorangegangenen Ausführungen folgend empfiehlt sich, für die Evaluation der angestrebten Zielsetzungen der Revitalisierungsmaßnahme, die Aufnahme von DOC-Konzentrationen im Porenwasser des Torfkörpers.

Hinweise für die Interpretation von DOC-Gehalten

Bei der Interpretation der Ergebnisse aus den Bestimmungen der DOC-Konzentrationen in Wasserproben ist zu beachten, dass kurzzeitig erhöhte DOC-Gehalte sich auf bestimmte Ereignisse zurückführen lassen. So können Witterungseignisse (z.B. Schneeschmelze, starken Niederschlagsereignissen), die Einfluss auf den Gebietswasserabfluss nehmen, hohe DOC Gehalte bedingen (WILSON et al. 2013:605,

HAGEDORN et al. 2000:147). Auch nach der Umsetzung von Wiedervernässungsmaßnahmen wurde in Studien ein Anstieg der DOC-Konzentrationen nachgewiesen (PELLERIN et al. 2012:189, ZAK & GELBRECHT 2007:148). Dabei sind die ermittelten hohen DOC-Konzentrationen auf den vermehrten Austrag als Folge des erhöhten Gebietsabflusses zurückzuführen und nicht auf einen gesteigerten Abbau organischer Substanz (SCHWALM & ZEITZ 2015:73). Des Weiteren können auch natürlich bedingte Vorgänge zu einer Erhöhung von DOC-Konzentrationen im Moorwasserhaushalt führen. So kann es in den Sommermonaten aufgrund der hohen Temperaturen und der niedrigen Wasserstände, im Vergleich zu den Wintermonaten, zu einem vermehrten Abbau organischer Substanz kommen. Die aus dem Abbau hervorgehenden Kohlenstoffverbindungen reichern sich in der Bodenlösung an und führen zu kurzzeitig erhöhten DOC-Konzentrationen im Porenwasser (HÖLL et al. 2009:83). In dem Projektgebiet sind die DOC-Konzentrationen des zugeführten Wassers in die Betrachtungen einzubeziehen.

5.2.4 Räumliche Dimension der Parameteraufnahme

Die Parameteraufnahme sollte im direkten Umfeld der umgesetzten Revitalisierungsmaßnahme erfolgen (LUTHARDT et al. 2006:91, 103, BONNETT et al. 2009:44, MÄLSON et al. 2008:100 f., HAAPALEHTO 2014:18, HEDBERG et al. 2012:62). Die Ergebnisse der Aufnahmen lassen sich auf diese Weise direkt auf die Wirkung der Maßnahme zurückführen. Bei der Aufnahme der hydrologischen Parameter sind zusätzlich Messstellen im Moorrandbereich zu berücksichtigen. Dadurch lassen sich externe Einflüsse auf den Wasserhaushalt detektieren. Ferner werden die Auswirkungen des Grabenverschlusses im Hinblick auf das hydrologische System des gesamten Projektgebietes abgebildet. Sowohl bei der vegetationskundlichen Kartierung als auch bei der Aufnahme der indikatorischen Parameter zur Beurteilung des Torfkörperzustandes sind die verschiedenen Moorzonen zu berücksichtigen, die im Rahmen der GIS-basierten Analyse ermittelt wurden. Des Weiteren sollte die Auswahl der Aufnahmestandorte unter Berücksichtigung der Aufnahmepunkte aus der bodenkundlichen Inventarisierung erfolgen. Die detaillierten Informationen aus der Ist-Zustandsanalyse bilden eine Interpretationsgrundlage bei der Auswertung der Ergebnisse der Parameteraufnahme.

5.2.5 Zeitliche Dimension der Parameteraufnahme

Die dokumentierten Grundwasserstände aus dem hydrologischen Monitoring der Ist-Zustandsanalyse zeigen, dass der **Wasserhaushalt** auf Veränderungen relativ schnell reagiert. Nach LUTHARDT (2010:324) ist ein Monitoringzeitraum von drei Jahren ausreichend um Veränderungen der Wasserstände abzubilden.

Im Vergleich dazu reagieren **Vegetationsgesellschaften** auf Veränderungen der Habitatbedingungen eher träge. Vor diesem Hintergrund sollte die Vegetationsaufnahme einen langen Zeitraum (≥ 10 Jahre) umfassen, um aussagekräftige Ergebnisse für die Maßnahmenevaluation liefern zu können (STEFFENHAGEN et al. 2010:309, HAAPALEHTO et al. 2010:596, ZERBE et al. 2013:1207).

Im Hinblick auf die Evaluierung der Maßnahmenauswirkung auf den **Torfkörper** eignen sich ausschließlich langfristig angelegte Beobachtungen (ZERBE et al. 2013:1206, HÖLL et al. 2009:79). Aufgrund der sehr geringen Torfakkumulationsraten sind lang andauernde (> 10 Jahre) Beobachtungszeiträume obligat bei Projekten die das Torfwachstum als Zielvorstellung verfolgen.

Unter Berücksichtigung bereits durchgeführter Monitoringprojekte in Mooregebieten wird deutlich, dass für die Evaluation der angestrebten Maßnahmenziele der Revitalisierungsmaßnahme „Torferhalt durch Grabenverschluss“ ein langfristig (≥ 10 Jahre) angelegtes Monitoring notwendig ist.

6 Fazit

Im vorgestellten Monitoringkonzept nimmt die Ist-Zustandsanalyse einen zentralen Teil in der Konzeptentwicklung ein. Durch die **Auswertung rezenter und historischer Quellen** wird der Zustand des Moorökosystems vor der Durchführung der Maßnahme charakterisiert. Sowohl der zeitliche Entwicklungsverlauf als auch der rezente Zustand der grundwasserhydrologischen Verhältnisse kann über die

Auswertung der hydrologischen Messreihen aus dem **Grundwassermonitoring** aufgezeigt werden. Informationen zum rezenten Zustand des Torfkörpers und grundlegende Kenntnisse zum Moorökosystem im Hinblick auf die Moorgenese und den Moortyp werden aus der Auswertung der Ergebnisse aus der **bodenkundlichen Inventarisierung** abgeleitet. Es wird herausgestellt, dass der pedologischen Kennzeichnung eine besondere Bedeutung sowohl in der Ist-Zustandsanalyse als auch bei der Evaluation der ausgeführten Revitalisierungsmaßnahme zukommt.

Indikatorische Parameter, die zur Überprüfung des Maßnahmen Erfolgs im Hinblick auf die angestrebten Maßnahmenziele eingesetzt werden können, werden selektiert (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Parameter zur Evaluierung der Entwicklungsziele im USG (nach: LUTHARDT 2010, BONNETT et al. 2009, HAAPALEHTO 2014, ZERBE et al. 2013, STEFFENHAGEN et al. 2010, LUTHARDT et al. 2006, MÄLSON et al. 2008, HEDBERG et al. 2012, ZERBE et al. 2013, MEHL et al. 2012).

Entwicklungsziel	Parameter	Methode	Aufnahmeintervall
Stabilisierung & Verbesserung des Wasserhaushaltes	Grundwasserspiegel	Pegelmonitoring (Messstellen im Moorrandbereich und im Maßnahmenbereich).	14-tägig.
	Gebietswasserabfluss	Durchflussmessung (bestehendes Thomson-Wehr in der Berste)	14-tägig.
	Meteorologische Daten	Recherche oder Feldmessung.	Abhängig von der Wetterstation. Bei Messungen im Gelände tägliche Aufzeichnung.
Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation	Vegetation (z.B. Auftreten von Helophyten).	Vegetationskartierung (Kombination von Lini-entransektmethode und permanenten Aufnahmeplots).	Vor der Maßnahmenumsatzung und alle 3 Jahre nach der Umsetzung.
Erhalt des Torfkörpers & Wiederbelebung des Torfwachstums	Torfakkumulationspotential	Vegetationskartierung (Dokumentation von Helophyten).	Alle 3 Jahre nach der Umsetzung.
	Redoxpotential	Messung mit Platinelektrode in Bodenlösung.	Vor der Maßnahmenumsatzung und alle sechs Jahre nach der Umsetzung.
	DOC-Konzentration	Laboranalytisch aus dem Porenwasser des Torfkörpers im Maßnahmenbereich.	Mindestens eine Analyse pro Jahreszeit.

Neben den Parametern mit einer hohen indikatorischen Relevanz für die Bewertung der Maßnahmenziele im Projektgebiet, werden weitere in der Literatur vorgeschlagene Indikatoren nicht in das entwickelte Monitoringkonzept einbezogen (vgl. Tab. 2).

Tab.2: Parameter, die weniger Relevanz für das Monitoringkonzept haben (LUTHARDT et al. 2010, MÄLSSON et al. 2008, HAAPALEHTO 2014, HEDBERG et al. 2012, STEFFENHAGEN et al. 2010, FRICK et al. 2010, LUTHARDT et al. 2006, BONNET et al. 2009).

Entwicklungsziel	Parameter	Methode	Ausschlusskriterien
Wiederansiedlung einer moortypischen Vegetation	Vegetation (z.B. Auftreten von Helophyten)	Fernerkundung	Keine Erfassung von kleinräumig vorkommenden Arten; Datenverfügbarkeit häufig schwierig; angemessen in großflächigem Projektgebiet.
		Gesamtartenliste	Zeit- und kostenintensiv
	Chemismus Boden, Grundwasser	Laboranalytik nach DIN-Vorschriften	Kostenintensiv, nur sinnvoll bei konkreter Fragestellung.
	Physikalische Bodenverhältnisse	Laboranalytik	Bodenverdichtung durch Maßnahmenumsetzung, Abbildung der bodenphysikalischen Verhältnisse im Maßnahmenbereich nicht möglich.

In dem vorliegenden Beitrag wird aufgezeigt, dass bei der Selektion von Parametern zur Evaluation der Zielsetzungen einer Revitalisierungsmaßnahme grundsätzlich verschiedene Parameter Berücksichtigung finden müssen, um die Maßnahme hinreichend bewerten zu können. Für die Bewertung der Erreichung der in der Revitalisierungsmaßnahme „Torferhalt durch Grabenverschluss“ angestrebten Zielsetzungen, ist ein **langfristig angelegtes Monitoringkonzept** zwingend erforderlich.

Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Stuttgart: Schweizerbart.
- AMTSBLATT DER EG [Europäischen Gemeinschaft] (o.J.): Für besondere Schutzgebiete (BSG). Gebiete, die als Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung in Frage kommen (GGB) und besondere Erhaltungsgebiete (BEG). <http://www.mlul.brandenburg.de/n/natura2000/pdf/ffh/4248_301.pdf> (Stand: 10.01.2012) (Zugriff: 11.05.2014).
- BENGTSSON, G. & N. TÖRNEMAN (2003): Dissolved organic carbon dynamics in the peat-streamwater interface. – IN: Biogeochemistry **70**: 93-116.
- BIOLOGISCHER ARBEITSKREIS "ALWIN ARNDT LUCKAU E.V. (O.J.): Entstehung und Entwicklung des Bergen-Weißacker Moores.
- BLUME, H.P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & B.M. WILKE (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg: Spektrum.
- BONNETT, S.A.F., ROSS, S., LINSTAD, C. & E. MALTBY (2009): A review of techniques for monitoring the success of peatland restoration. <<http://publications.natural-england.org.uk/publication/46013>> (Stand: 02.09.2011) (Zugriff: 30.10.2014).
- DALE, V.H. & BEYELER S.C. (2001): Challenges in the development and use of ecological indicators. – IN: Ecological Indicators **1**: 3-10.
- DEGEN, B., HEEMANN, S. & V. THIELE (2012): FFH Vorprüfung zur Machbarkeitsstudie des Moorschutz Pilotprojektes Nr. 06 - Bergen-Weißacker. Bützow: Arbeitsgemeinschaft. –unveröffentlicht.
- DIN 19682-12 [DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.] (2007): Bodenbeschaffenheit, Felduntersuchungen, Teil 12: Bestimmung des Zersetzungsgrades der Torfe. Berlin: Beuth.
- DIN 4023 [DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.] (2006): Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse von Bohrungen und sonstigen direkten Aufschlüssen. – IN: DIN Taschenbuch: Bohrarbeiten, Arbeiten zum Ausbau von Bohrungen, Wasserhaltungsarbeiten VOB/STLB-Bau. Berlin, Wien, Zürich: Beuth.

- DONAT, R., LANGE, A. & M. RÜHRS (2012): Protokoll. Erstgespräch mit dem Projektleiter der Sielmann Naturlandschaft Wanninchen. Greifswald: Heinz Sielmann Stiftung. – unveröffentlicht.
- DONATH, H. (1998): Wasserversorgung für das NSG Bergen-Weißacker Moor. Begründung für Beibehaltung der Wasserzuführung. Schreiben an das Landesumweltamt Brandenburg vom 17.06.1998. – unveröffentlicht.
- DRASTIG, K., PROCHNOW, A. & R. BRUNSCH (2010): Wassermanagement in der Landwirtschaft. Berlin: Berlin Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. <http://edoc.bbaw.de/volltexte/2010/1403/pdf/diskussionspapier_drastig_etal_022010_digital_1.pdf> (Stand: 17.02.2010) (Zugriff: 01.05.2014).
- EGGELSMANN, R. (1990): Wasserregelung im Moor. – IN: GÖTTLICH, K. (1990) (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. Stuttgart: Schweizerbart.
- EUROPEAN COMMISSION (2014): The LIFE Programme. <<http://ec.europa.eu/environment/life/about/index.htm#life2014>> (Stand: 13.11.2014) (Zugriff: 13.01.2015).
- FLEISCHHAMMEL, P., SCHOENHEINZ, D. & U. GRÜNEWALD (2010): Bergbaufolgeseen in der Lausitz. Naturwissenschaftliche und administrative Herausforderungen bei ihrer Integration in die Gewässerlandschaft und die flussgebietsbezogene Bewirtschaftung. – IN: KAISER, K., LIBRA, J., MERZ, B., BENS, O. & R.F. HÜTTL (2010) (Hrsg.): Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland. Trends, Ursachen, Lösungen. Scientific Technical Report 10/10. Potsdam: Deutsches GeoForschungsZentrum. <<http://gfzpublic.gfz-potsdam.de/pubman/item/escidoc:23029:5/component/escidoc:23030/1010.pdf>> (Stand: Oktober 2010) (Zugriff: 13.11.2014).
- FRICK, A., STEFFENHAGEN, P., ZERBE, S., TIMMERMANN, T. & K. SCHULZ (2011): Monitoring of the vegetation composition in rewetted peatland with iterative decision tree classification of satellite imagery. – IN: Photogrammetrie – Fernerkundung, **3**: 109-122.
- GERSTENGARBE, F.W., BADECK, F., HATTERMANN, F., KRYSANOVA, V., LAHMER, W., LASCH, P., STOCK, M., SUCKOW, F., WECHSUNG, F. & P.C. WERNER (2003): PIK Report 83. Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. <http://www.pik-potsdam.de/~lasch/web_4c/publications/pik_report_83.pdf> (Stand: 26.01.2010) (Zugriff: 21.04.2014).
- GRÜNEWALD, U., SCHOENHEINZ, D., ENDER, R., FLEISCHHAMMEL, P., SCHAPP, A., SCHÜMBERG, S., SEILER, D., UHLMANN, W. & ZIMMERMANN, K. (2012): Perspektive See. Zum Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Bergbaufolgeseen. <http://www.lmbv.de/tl_files/LMBV/Dokumente/Wassermanagement/Forschung%20zu%20Seen/Perspektive_See_Abschlussbericht2008-2012.pdf> (Stand: 15.06. 2013) (Zugriff: 8.11.2014).
- HAAPALEHTO, T.O. (2014): Restoring Ecosystem Structure and Functions: Results from Sphagnum peatlands degraded by forestry drainage.-Diss. <https://jyx.jyu.fi/dspace/bitstream/handle/123456789/43088/978-951-39-5637-0_vaitos28032014.pdf?sequence=1> (Stand: 31.03.2014) (Zugriff: 10.01.2015).
- HAAPALEHTO, T.O., VASANDER, H., JAUHAINEN, S., TAHVANAINEN, T. & J.S. KOTIAHO (2010): The effects of peatland restoration on water-table depth, elemental concentrations and vegetation: 10 years of change. – IN: Restoration Ecology, **19**: 587-598.
- HAGEDORN, F., SCHLEPPI, P., WALDNER, P. & H. FLÜHLER (2000): Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments – the significance of water flow paths. – IN: Biogeochemistry, **50**: 137-161.
- HEDBERG, P., KOTOWSKI, W., SAETRE, P., MÄLSON, K., RYDIN, H. & S. SUNDBERG (2012): Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. – IN: Biological Conservation **147**: 60-67.
- HERMSDORF, N [LANDESAMT FÜR BERGBAU, GEOLOGIE UND ROHSTOFFE] (LBGR) & [LANDES-VERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION BRANDENBURG] (LGB) (2007): Beiheft Geo-logische Übersichtskarte. Landkreis Dahme-Spreewald. Potsdam: LGB.

- HÖLL, B.S., FIEDLER, S., JUNGKUNST, H.F., KALBITZ, K., FREIBAUER, A., DRÖSLER, M. & K. STAHR (2009): Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. – IN: Science of the total Environment **408**: 78-83.
- HOLDEN, J. (2005): Peatland hydrology and carbon release. Why small-scale process matters. <<http://rsta.royalsocietypublishing.org/content/363/1837/2891.full.pdf+html>> (Stand: 15.12.2005) (Zugriff: 06.10.2014).
- HSS [HEINZ SIELMANN STIFTUNG] (2013): Torferhalt durch Grabenverschluss im Bergen-Weißacker Moor. Bergener Moorteil. Heinz Sielmann-Stiftung Projektbeschreibung. – unveröffentlicht.
- HÜTTL, R.F., EMMERMANN, R., GERMER, S., NAUMANN, M. & O. BENS (2011): Globaler Wandel und regionale Entwicklung. Anpassungsstrategien in der Region Berlin Brandenburg. Berlin, Heidelberg: Springer.
- ILLIG, H., KLÄGE, H.C. & J. LUDLOFF (2002): Gutachten über die Entwicklung der Flora in Verbindung mit der Veränderung des Wasserhaushaltes vom Bergen-Weißacker Moor. Luckau.
- KAISER, K., GÜNTHER, K., LORENZ, S., MERZ, B., BENS, O. & R.F. HÜTTL (2012): Historische Veränderungen des Wasserhaushalts und der Wassernutzung in Nordostdeutschland. –IN: KAISER, K., MERZ, B., BENS, O. & R.F., HÜTTL (2012) (Hrsg.): Historische Perspektiven auf Wasserhaushalt und Wassernutzung in Mitteleuropa. Waxmann.
- KANNEGIESER, B. (1998): Erhalt und Wiederherstellung wertvoller Landschaftsteile in den von Tagebaubetrieben beeinflussten Randbereichen und ihre Bedeutung für die Wiedernutzbarmachung. – IN: PFLUG, W. (1998) (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Heidelberg: Springer.
- KATZUR, J. & L. BÖCKER (2010): Chronik der Rekultivierungsforschung und Landschaftsgestaltung im Lausitzer Braunkohlerevier bis 1990. Berlin: Weißensee.
- KETCHESON, S.J. & J.S. PRICE (2011): The impact of peatland restoration on the site Hydrology of an abandoned block-cut bog. – IN: Wetlands, **31**: 1263-1274.
- KLAVINS, M., SIRE, J., PURMALIS, O. & V. MELECIS (2008): Approaches to estimating humification for peat. – IN: Mires and Peat, **3**.
- KLIMKOWSKA, A., VAN DIGGELEN, R., GROOTJANS, A.P. & W. KOTOWSKI (2010): Prospects for fen meadow restoration on severely degraded fens. –IN: Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics **12**: 245-255.
- KLIMKOWSKA, A., BEKKER R.M., VAN DIGGELEN, R. & W. KOTOWSKI (2010a): Species trait shifts in vegetation and soil seed bank during fen degradation. – IN: Plant Ecology, **206**: 59-82.
- KOPPISCH, D. (2012): Prozesse auf Moorstandorten. –IN: SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2012) (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: Schweizerbart.
- KÜHN, D. (2014): Abriss der eiszeitlichen Entwicklung. –IN: LUTHARDT, V. & J. ZEITZ (2014) (Hrsg.): Moore in Berlin und Brandenburg. Rangsdorf: Natur + Text.
- LAMERS, L.O.M., VILE, M.A., GROOTJANS, A.P., ACREMAN, M.C., VAN DIGGELEN, R., EVANS, M.G., RICHARDSON, C.J., ROCHEFORT, L., KOOIJMAN, A.M., ROELOFS, J.G.M. & A.J.P. SMOLDERS (2015): Ecological restoration of rich fens in Europe and North America. From trial and error to an evidence-based approach. – IN: Biological Reviews, **90**: 182-203.
- LANDGRAF, L. (2010): Wo steht der Moorschutz in Brandenburg. –In: LUA [Landesumweltamt Brandenburg] (2010) (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Beiträge zu Ökologie, Natur und Gewässerschutz. Velten: Osthavelland-Druck.
- LANGE, E., ILLIG, H., ILLIG, J. & G. WETZEL (1978): Beiträge zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte der nordwestlichen Niederlausitz. – IN: Abhandlungen und Berichte des Naturkunde Museums Görlitz, **52**: 3,1-79.
- LESER, H., HAAS, H.D., MEIER, S., MOSIMANN, T., PAESLER, R. & J. HUBER-FRÖHLI (2005): Wörterbuch allgemeine Geographie. München: Deutscher Taschenbuch Verlag.
- LGB [LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION BRANDENBURG] (2010): Physische Übersicht. <<http://www.geobasis-bb.de/GeoPortal1/pdf/PhysischeKarte.pdf>> (Stand: 11.04.2014) (Zugriff: 12.04.2014).

- LGB [LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION BRANDENBURG] (2003): Preußische Kartenaufnahme (Uraufnahme) 1847.
- LMBV [LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT] (2013): Sanierungsbericht 2013. <[http://www.lmbv.de/tl_files/LMBV/Publikationen/Publikationen %20Zentrale/ Sanierungsberichte/Sanierungsbericht-2013.pdf](http://www.lmbv.de/tl_files/LMBV/Publikationen/Publikationen%20Zentrale/Sanierungsberichte/Sanierungsbericht-2013.pdf)> (Stand: 22.04. 2014) (Zugriff: 13.11.2014).
- LMBV [LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT] (2013b): Datengrundlage Pegelstände. – unveröffentlicht.
- LMBV [LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT] (2012): Schlabendorf. <[http://www.lmbv.de/tl_files/LMBV/Publikationen/Publikationen%20Lausitz/Wandlungen%20 und%20Perspektiven%20L/doku%2020_Schlabendorf.pdf](http://www.lmbv.de/tl_files/LMBV/Publikationen/Publikationen%20Lausitz/Wandlungen%20und%20Perspektiven%20L/doku%2020_Schlabendorf.pdf)> (Stand: 16.08.2012) (Zugriff: 03.05.2014).
- LMBV [LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT] (2011): Schichtenverzeichnis. Bergen-Weißacker Moor. – unveröffentlicht.
- LUA [LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG] (2003): Umweltdaten aus Brandenburg. <[https:// publishup.uni-potsdam.de/opus4-ubp/frontdoor/index/index/docId/8363](https://publishup.uni-potsdam.de/opus4-ubp/frontdoor/index/index/docId/8363)> (Stand: 25.08.2003) (Zugriff: 10.01.2015)
- LUGV [LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ] (2001): Erhaltungsziele und Maßnahmen für FFH-Gebiete. – unveröffentlicht.
- LUGV [LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ] (o.J.) (Hrsg.): Materialien zu den Pflege und Entwicklungsplänen für die Großschutzgebiete des Bundeslandes Brandenburg. Band 4. Weiterführende Informationen über das Bundesland Brandenburg. <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/pep_weiter.pdf> (Stand: 15.10.2012) (Zugriff: 21.04.2014).
- LUTHARDT, V. (2014c): Dauerbeobachtungen von Mooren. –IN: LUTHARDT, V. & J. ZEITZ (2014) (Hrsg.): Moore in Brandenburg und Berlin. Rangsdorf: Natur+Text.
- LUTHARDT, V. & J. ZEITZ (2014): Moore in Berlin und Brandenburg. Rangsdorf: Natur+Text.
- LUTHARDT, V. (2010): Monitoring of Ecosystems. Two different approaches. Longterm observation versus success control. – IN: MÜLLER, F., BAESSLER, C., SCHUBERT, H. & S. KLOTZ (2010) (Hrsg.): Long-Term Ecological Research. Heidelberg: Springer.
- LUTHARDT, V., BRAUNER, O., DREGER, F., FRIEDRICH, S., GARBE, H., HIRSCH, A.-K., KABUS, T., KRÜGER, G., MAUERSBERGER, H., MEISEL, J., SCHMIDT, D., TÄUSCHER, L., VAHRSON, W.-G., WITT, B. & M. ZEIDLER (2006): Methodenkatalog zum Monitoring. Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. <[http://lanuweb.fh-egerswalde.de/oeub/pdf/ Methodenkatalog_Teil_A.pdf](http://lanuweb.fh-egerswalde.de/oeub/pdf/Methodenkatalog_Teil_A.pdf)> (Stand: 21.07.2009) (Zugriff: 15.03.2015).
- MÁLSON, K., BACKÉUS, I. & H. RYDIN (2008): Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. – IN: Applied Vegetation Science **11**: 99-106.
- MANHENKE, V. & M. PAWLITZKY (2010): Oberer Grundwasserleiterkomplex. –IN: LBGR [Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg] (2010) (Hrsg.): Atlas zur Geologie von Brandenburg. <http://www.geobasis-bb.de/GeoPortal1/produkte/fachkarten /lbgr/pdf/4_Geoatlas.pdf> (Stand: 06.12.2013) (Zugriff: 14.04.2014).
- MEHL, D., LANGE, A., SCHRÖTER, M., HOFFMANN, T.G., KREßNER, L., THIELE, V., DEGEN, B., KASPER, D., MALKOMES, N., BEUTLER, E., HEEMANN, S., RÜHS, M., GEISBAUER, C., HANNAPPEL, S., HUBER, A. & H. STEGMANN (2012): Machbarkeitsstudien Moorschutz: Pilotprojekt Nr.6 Bergen-Weißacker Moor. Bützow: Arbeitsgemeinschaft Moorschutz Programm.
- MEIER-UHLHERR, R., NUSKO, N. & V. LUTHARDT (2014): Trends des Klimas der letzten Jahrzehnte und Projektionen. –IN: LUTHARDT, V. & J. ZEITZ (2014) (Hrsg.): Moore in Berlin und Brandenburg. Rangsdorf: Natur+Text.
- MEIER-UHLHERR, R., SCHULZ, C. & V. LUTHARDT (2011): Steckbriefe Moorsubstrate. Berlin: HNE Eberswalde.
- MEIER-UHLHERR, R., SCHULZ, C. & V. LUTHARDT (2011a): Steckbriefe der Torfe, Mudden und weiteren Moorsubstrate. Berlin: HNE Eberswalde.

- MLUL [MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES BRANDENBURG] (o.J.): Moorschutz im Wald. <<http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.202612.de>> (Stand: o.J.) (Zugriff: 13.01.2015).
- MUNSELL (1967): Revised Standard Soil Color Charts.
- NATURAL ENGLAND (2011): Guidelines for monitoring peatland restoration. <<http://publications.natural-england.org.uk/publication/24008>> (Stand: 02.9.2011) (Zugriff: 15.03.2015).
- NESTLER, P. [Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg [LBGR]] (2002): Schreiben an den Naturpark Niederlausitzer Landrücken. Stellungnahme zur langfristigen Erhaltung der Bergen-Weißacker Moores. Cottbus: LGBR. – unveröffentlicht.
- PELLERIN, B.A., SARACENO, J.F., SHANLEY, J.B., SEBESTYEN, S.D., AIKEN, G.R., WOLLHEIM, W.M & B.A. BERGAMASCHI (2012): Taking the pulse of snowmelt: in situ sensors reveal seasonal, event and diurnal pattern of nitrate and dissolved organic matter variability in an upland forest stream. – IN: Biogeochemistry, **108**: 183-198.
- PHILBEN, M., KAISER, K. & R. BENNER (2014): Does oxygen exposure time control the extent of organic matter decomposition in peatlands. –IN: Journal of geophysical research: Biogeoscience, **119**: 897-909.
- PIK [POTSDAM-INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG] (2009): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete. Bergen-Weißacker Moor. <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/popups/l3/sgd_t3_1353.html> (Stand: 19.08.2009) (Zugriff: 15.04.2014).
- RAT DES BEZIRKES COTTBUS [ABTEILUNG FORSTWIRTSCHAFT] (1981) (Hrsg.): Naturschutzgebiet Bergen-Weißacker-Moor, Kreis Luckau.
- ROCHEFORT, L., ISSELIN-NONDEDEU, F., BOUDREAU, S. & M. POULIN (2013): Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. –IN: Wetlands Ecology Management, **21**: 71-85.
- SCHMIDT, A. (2013): Diplomarbeit. Inventarisierung sowie genetische, pedologische und geo-chemische Kennzeichnung der Niedermoore in den von der Grundwasserabsenkung betroffenen Gebieten im Nordraum der LMBV. Dresden: Technische Universität
- SCHOLZ & DAHLKE (2013): Machbarkeitsstudie Moorschutz Bergen-Weißacker Moor. Anfrage per Mail vom 25.04.2013. – unveröffentlicht.
- SCHWÄRZEL, K., RENGER, M., SAUERBREY, R. & G. WESSOLEK (2002): Soil physical characteristics of peat soils. – IN: Journal of Plant Nutrient Soil Science, **165**: 479-186.
- SCHWALM, M. (2015): Gelöster organischer Kohlenstoff an Niedermoorstandorten Nordost-deutschlands. Zusammenhang zu Landnutzung und Standortausstattung. –Diss. <<http://edoc.hu-berlin.de/dissertationen/schwalm-mayte-2015-02-13/PDF/schwalm.pdf>> (Stand: 11.03.2015) (Zugriff: 20.04.2015).
- SCHWALM, M. & J. ZEITZ (2015): DOC-Austräge. <http://www.agrar.hu-berlin.de/de/institut/departments/dntw/bodenkstandortl/forschung/projekte_alt/doc_renamed> (Stand: 18. 01.2015) (Zugriff: 10.05.2015).
- SCHWALM, M. & J. ZEITZ (2015a): Concentrations of dissolved organic carbon in peat soils as influenced by land use and site characteristics. A lysimeter study. –IN: Catena, **127**: 72-79.
- STACKEBRANDT, W. & L. LIPPSTREU (2010): Brandenburg. Landescharakter und geologischer Bau. – IN: LBGR [LANDESAMT FÜR BERGBAU, GEOLOGIE UND ROHSTOFFE BRANDENBURG] (2010) (Hrsg.): Atlas zur Geologie von Brandenburg. <http://www.geobasis-bb.de/GeoPortal1/produkte/fachkarten/lbgr/pdf/4_Geoatlas.pdf> (Stand: 06.12.2013) (Zugriff: 14.04.2014).
- STACKEBRANDT, W. & V. MANHENKE (2010): Geologie und Geopotenziale in Brandenburg. –IN: LBGR [Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg] (2010) (Hrsg.): Atlas zur Geologie von Brandenburg.<http://www.geobasis-bb.de/GeoPortal1/produkte/fachkarten/lbgr/pdf/4_Geoatlas.pdf> (Stand: 06.12.2013) (Zugriff: 14.04.2014).

- STEFFENHAGEN, P., ZERBE, S., FRICK, A., SCHULZ, K. & T. TIMMERMANN (2010): Wiederherstellung von Ökosystemleistungen der Flusstalmoore in Mecklenburg-Vorpommern. – IN: Naturschutz und Landschaftsplanung, **42**: 304-311.
- STEGMANN, H. & J. ZEITZ (2012): Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. –IN: SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2012) (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: Schweizerbart.
- STEGMANN, H., LANDGRAF, L. & HAIN (2011): Schichtenverzeichnis Moorboden. – IN: MEHL, D., LANGE, A., SCHRÖTER, M., HOFFMANN, T.G., KREßNER, L., THIELE, V., DEGEN, B., KASPER, D., MALKOMES, N., BEUTLER, E., HEEMANN, S., RÜHS, M., GEISBAUER, C., HANNAPPEL, S., HUBER, A. & H. STEGMANN (2012): Machbarkeitsstudien Moorschutz: Pilotprojekt Nr.6 Bergen-Weißacker Moor. Bützow: Arbeitsgemeinschaft Moorschutz Programm.
- STRACK et al. (2006): – IN: SCHWALM, M. (2015): Gelöster organischer Kohlenstoff an Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands. Zusammenhang zu Landnutzung und Standortausstattung. –Diss. <<http://edoc.hu-berlin.de/dissertationen/schwalm-mayte-2015-02-13/PDF/schwalm.pdf>> (Stand: 11.03.2015) (Zugriff: 20.04.2015).
- SUCCOW, M. (2012): Ökologisch(-phytozoenologische) Moortypen. – IN: SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2012) (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: Schweizerbart'sche.
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2012) (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: Schweizerbart.
- SUCCOW, M. & H. STEGMANN (2012): Moorsubstrate. – IN: SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2012) (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: Schweizerbart.
- TARVAINEN, O., LAINE, A.M., PELTONEN, M. & A. TOLVANEN (2013): Mineralization and decomposition rates in restored pine fens. – IN: Restoration Ecology, **21**: 592-599.
- TIEMEYER, B. & P. KAHLE (2014): Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from an artificially drained grassland on organic soils. – IN: Biogeosciences, **11**: 4123-4137.
- UHLMANN, W., THEISS, S., NESTLER, W. & T. CLAUS (2013): Studie zu den Auswirkungen des Grundwasseranstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/ Gräbendorf). Dresden: Institut für Wasser und Boden.
- VAN BODEGOM, P.M., GROOTJANS, A.P., SORRELL, B.K., BEKKER, R.M., BAKKER, C. & W.A. OZINGA (2006): Plant traits in response to raising groundwater levels in wetland restoration: evidence from three case studies. – IN: Applied Vegetation Science, **9**: 251-260.
- WILSON, H.F., SAIERS, J.E., RAYMOND, P.A. & W.V. SOBCHAK (2013): Hydrologic drivers and seasonality of dissolved organic carbon concentration, nitrogen content, bioavailability, and export in a forested New England stream. – IN: Ecosystems, **16**: 604-616.
- WORRALL, F., ARMSTRONG, A. & J. HOLDEN (2007): Short-term impact of peat drainblocking on water colour, dissolved organic carbon concentration, and water table depth. – IN: Journal of Hydrology, **337**: 315-325.
- ZAK, D. & J. GELBRECHT (2008): Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren. Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer. – IN: SCHWALM, M. (2015) (Hrsg.): Gelöster organischer Kohlenstoff an Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands. Zusammenhang zu Landnutzung und Standortausstattung. –Diss. <<http://edoc.hu-berlin.de/dissertationen/schwalm-mayte-2015-02-13/PDF/schwalm.pdf>> (Stand: 11.03.2015) (Zugriff: 20.04.2015).
- ZAK, D. & J. GELBRECHT (2007): The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting. – IN: Biogeochemistry, **85**: 141-151.
- ZBINDEN, E. (2011): Das Magdalenen-Hochwasser von 1342 der hydrologische GAU in Mitteleuropa. <http://issuu.com/swv_wel/docs/wel_3_2011/22> (Stand: 2011) (Zugriff: 29.04.2014).
- ZEITZ, J. (2014): Ausgewählte Meliorationsverfahren. – IN: LUTHARDT, V. & J. ZEITZ (2014) (Hrsg.): Moore in Berlin und Brandenburg. Rangsdorf: Natur+Text.
- ZEITZ, J. & D. MÖLLER (2014): Landschaftsökologische Moortypen. – IN: LUTHARDT, V. & J. ZEITZ (2014) (Hrsg.): Moore in Berlin und Brandenburg. Rangsdorf: Natur+Text.
- ZEPP, H. (2011): Geomorphologie. Paderborn: Ferdinand Schöningh.

ZERBE, S., STEFFENHAGEN, P., PARAKENINGS, K., TIMMERMANN, T., FRICK, ANNETT, J. & D. ZAK (2013): Ecosystem service Restoration after 10 years of rewetting peatlands in NE Germany. – IN: Environmental Management, **51**: 1194-1209.

Mündliche Mitteilungen

LIST, U. (2014): Gebietsbegehung am 24. Januar 2014 im Bergen-Weißacker Moor. Teilnehmer: DONAT, R., HERRMANN, N., LIST, U., MATHEIS, S., SAUERWEIN, M..

ILLIG, H. (2014): Besprechung im Naturparkzentrum Wanninchen am 15. April 2014. Erläuterung der Forschungsergebnisse über das Bergen-Weißacker Moor und die Landschaft des Luckau-Calauer Beckens. Teilnehmer: ILLIG, H., MATHEIS, S., SIEDSCHLAG, Y.

Kartengrundlagen

Land Brandenburg (2014): Karte Brandenburg. <<http://gl.berlin-brandenburg.de/regionalplanung/regionen/>> (Stand: 2014) (Zugriff: 29.06.2014).

LGB Luftbild (4248NW): Zur Verfügung gestellt von der Heinz Sielmann Stiftung 2013.

Anschrift der Autoren:

Sarah Matheis

Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim
sarah.matheis@
uni-hildesheim.de

Nico Herrmann

Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim
nico.herrmann@
uni-hildesheim.de

Prof. Dr. Martin Sauerwein

Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim
martin.sauerwein@
uni-hildesheim.de

Danksagung

Die Autoren danken der Heinz-Sielmann-Stiftung für die finanzielle Unterstützung und die Bereitstellung der genannten Daten.

Urbane Böden im Kontext von Ecosystem Services

Martin Sauerwein, Jan-Philip Dieck & Robin Stadtmann

Zusammenfassung

Zu Ecosystem Services gibt es eine umfangreiche aktuelle Diskussion. Diese findet zum Großteil auf theoretischer Ebene statt, wobei sich unterschiedliche Ansätze ausweisen lassen. Der vorliegende Beitrag greift diese Auseinandersetzungen auf und diskutiert sie hinsichtlich der Bereitstellung von Services durch die Böden im urbanen Raum. Bei allen Diskussionen gibt es nahezu keine empirischen Befunde zur Bedeutung des Geofaktors Boden. Zum einen wird die Bedeutung der Böden im urbanen Ökosystem unterschätzt, um anderen liegt dies an der Vielfalt der urbanen Böden selbst. Letzterem kann mit dem Stadtstrukturtypenansatz begegnet werden, der Regelmäßigkeiten auch der urbanen Pedosphäre aufzeigt. Am Beispiel der Stadt Hildesheim wird aufgezeigt, wie Stadtstrukturtypenansatz und Bodenwissen perspektivisch räumliche Aussagen zur Bereitstellung von Ecosystem Services durch die urbane Pedosphäre zulassen.

Schlüsselwörter: Stadtböden, Ecosystem Services, Stadtstrukturtypen, Konzeptbodenkarte, Hildesheim

Summary

About ecosystem services there is an extensive current debate. This will largely take place at the theoretical level, where different approaches can be identified. This paper addresses these conflicts and discuss them in the provision of services through the soils in urban areas. In all discussions there is almost no empirical evidence on the importance of the geofactor soil. Firstly, the importance of soil in the urban ecosystem is underestimated, to others it is due to the diversity of urban soils themselves. The latter can be countered with the urban structural unit approach, which shows regularities also of the urban pedosphere. By the example of the city of Hildesheim it is shown how the urban structural unit approach and knowledge about soils perspective permit spatial statements for the provision of ecosystem services by the urban pedosphere.

Keywords: urban soils, ecosystem services, urban structural units, concept soil map, Hildesheim

1 Modellvorstellungen der Ecosystem Services Ansätze

Die Diskussionen und Forschungsansätze um Ecosystem Services sind hochaktuell. Im Jahr 2014 gab es ca. 1.400 wissenschaftliche Artikel dazu, im Jahr 2004 waren es gerade ca. 100 (DELGADO & MARIN 2015:25). Es handelt sich bei den Ecosystem-Services-Ansätzen um weiter zu entwickelnde Konzepte (FISHER et al. 2009: 643) mit einer großen Bandbreite an Zugängen (LOFT & LUX 2010: 2).

Bereits BOLUND & HUNHAMMAR (1999: 294) stellen fest, dass es sich bei der Identifikation und Bewertung von Ecosystem Services um ein „site-specific“ Konzept handelt und selbige sehr unterschiedlich stark ausgeprägt sein können. Da nach FISHER & TURNER (2008) die Koexistenz verschiedener Ecosystem Service-Modellvorstellungen für verschiedene Zwecke gerechtfertigt ist, sollen im Folgenden Überlegungen vorgestellt werden, die urbane Böden im Fokus haben.

Grundsätzlich können zwei Modellvorstellungen unterschieden werden, die sich zwar in vielen Punkten sehr ähnlich (teilweise auch gleich) sind, aber die Definition von Ecosystem Services unterschiedlich auffassen und abgrenzen, sowie dem Ökosystem bzw. den Ecosystem Services unterschiedlich Nutzen und Werte zuweisen (Tab. 1).

Allen Konzepten gemein ist, dass sie Ecosystem Services als anthropozentrisches Konzept auffassen, d.h. es gibt Ecosystem Services, weil sie menschliche Bedürfnisse befriedigen (vgl. z.B. LOFT & LUX 2010: 12; DOMINATI 2013: 135; DOMINATI et al. 2010: 1859; COSTANZA et al. 2011: 1; TEEB 2010: 9; HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013: 11; DE GROOT et al. 2002: 395, HAASE et al. 2014).

Als Vorreiter der aktuellen Ecosystem Services Diskussionen dürften COSTANZA et al. (1997) gesehen werden (WALLACE 2007: 236). Die wohl bekannteste Definition und Klassifikation ist die des Millennium Ecosystem Assessment (MEA) Report aus dem Jahr 2005, die Ecosystem Services als „*benefits people obtain from ecosystems*“ (MEA 2005:1, zit. u.a. in WALLACE 2007: 244) definiert. Aus diesen Vorteilen („benefits“) kann abgeleitet werden, dass dem Menschen ein Wohlergehen („human well-being“) durch das Ökosystem generiert wird (MEA 2005: iii). Menschliches Wohlergehen wird im Allgemeinen als „Lebensqualität“ aufgefasst (TEEB 2010: 43). Auf Grundlage des MEA-Reports werden die Ecosystem Services nach ihrer „Funktion“ in vier Kategorien eingeteilt, sowie beispielhafte Services genannt (MEA 2005: vi, BASTIAN et al. 2013):

- Provisioning Services (z.B. Nahrung, Wasser, Bau-/Rohstoffe),
- Regulating Services (z.B. Klimaregulation, Krankheitsregulierung),
- Cultural Services (z.B. Erholung, spirituelle und ästhetische Werte) und
- Supporting Services (die den anderen als Grundlage unterliegen, z.B. Primärproduktion).

Tab. 1: Definitionen und Autoren verschiedener Ecosystem Service-Modellvorstellungen.

Modellvorstellung 1	Modellvorstellung 2
Ecosystem Services sind Vorteile/Leistungen, die sich der Mensch aus dem Ökosystem zu Nutzen macht.	Ecosystem Services sind die vorteilhaften Ströme, die aus einem natürlichen Kapital entstehen und menschliche Bedürfnisse erfüllen können.
<u>Autoren:</u>	<u>Autoren:</u>
COSTANZA 2008	DOMINATI 2013
COSTANZA et al. 2014	DOMINATI et al. 2014
COSTANZA et al. 2011	DOMINATI et al. 2010
COSTANZA et al. 1997	ROBINSON et al. 2012
MEA 2005	ROBINSON et al. 2013a,b
LOFT & LUX 2010	WALLACE 2007
GRUNEWALD & BASTIAN 2013	BOYD & BANZHAF 2006
BASTIAN et al. 2012	HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013
DE GROOT et al. 2002	HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2009
WALLACE 2007	POTSCHIN & HAINES-YOUNG 2011

1.1 Modellvorstellung 1

In dieser Modellvorstellung werden Ecosystem Services als Vorteile definiert, die der Mensch sich aus einem funktionierenden Ökosystem zu Nutzen machen kann (COSTANZA et al. 2011:1; COSTANZA 2008). Die Definition, die der MEA-Report (2005) gibt, wird hier beibehalten und Ecosystem Services mit Vorteilen gleichgesetzt („Ecosystem Services are the benefits [...]“; vgl. MEA 2005: 1). Ebenso stellen Ecosystem Services eine Art Kapital dar und existieren nur, wenn sie auch tatsächlich zu menschlichem Wohlbefinden beitragen (COSTANZA et al. 2011: 1; DE GROOT et al. 2002: 395). Nach COSTANZA et al. (2014) sind Ecosystem Services „der Beitrag des natürlichen Kapitals zu menschlichem Wohlergehen und fließen nicht direkt“ (COSTANZA et al. 2014: 153). Sie bilden nach WALLACE (2007: 240) das Ende einer kausal aufeinanderfolgenden Verkettung und sind an dem Punkt Ecosystem Service, an dem ein Ökosystem direkt einen Vorzug („asset“) bereitstellt, der durch den Menschen genutzt wird.

Ökosystemprozesse („Ecosystem processes“) und –funktionen („Ecosystem functions“) stehen zwar als unterstützende Komponenten den Ecosystem Services bei, sind als biophysikalische Zusammenhänge jedoch nicht synonym mit Ecosystem Services zu verstehen (COSTANZA 2011: 1). Außerdem wird eine Differenzierung der „finalen Ecosystem Services“ (Ende der Verkettung) und „intermediären Services“ vorgenommen (WALLACE 2007), letztere als Zwischenschritte auf dem Weg zum endgültigen Service. Im Sinne von COSTANZA (2011) könnte hier von Prozessen gesprochen werden, WALLACE (2007) merkt dazu an, dass sich aufgrund der derzeitigen Begriffsbestimmung die zur Bereitstellung von Ecosystem Services führenden Prozesse nicht genau von den Ecosystem Services als Produkt trennen lassen (zit. in LOFT & LUX 2010: 3). LOFT & LUX (2010: 3) führen hierzu aus, dass Ökosystemfunktionen als Ecosystem Services bezeichnet werden, wenn der Funktion ein anthropogener Nutzen beigemessen werden kann. So werden Funktionen und Prozesse immer dann zu Ecosystem Services, wenn der Mensch einen direkten oder indirekten Nutzen aus ihnen ziehen kann (LOFT & LUX 2010:6) und dieser Beitrag des Ökosystems zum menschlichen Wohlergehen auch tatsächlich genutzt wird (BASTIAN et al. 2012: 9). Einzelne Prozesse sind nicht spezifisch einem einzelnen Ecosystem Service zuzuordnen oder mit der menschlichen Wertung verbunden, vielmehr stellen sie die generelle Grundlage entlang aller Kategorien bereit (WALLACE 2007: 242).

WALLACE (2007) ist einer der ersten Autoren, der sich von dem grundlegenden Konzept des MEA (2005) löst, da nach seiner Auffassung Zwischenschritte („means“; Prozesse) mit Enden (Ecosystem Services) vermischt und durcheinandergebracht werden (vgl. WALLACE 2007: 236).

1.2 Modellvorstellung 2

In dieser Modellvorstellung werden Ecosystem Services als vorteilhafte/nutzbringende Ströme („beneficial flows“) definiert, die aus einem natürlichen Kapital („natural capital [stocks]“) entstehen und menschliche Bedürfnisse/Nutzen erfüllen (DOMINATI et al. 2010: 1859, 1866). Sie sind der Beitrag zu menschlichem Wohlergehen und durch eine Anzahl von „finalen“ Services beschrieben (POTSCHIN & HAINES-YOUNG 2011). Final bedeutet hier (im Sinne von CICES, vgl. HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013: 8) der Beitrag, der als Output des Ökosystems zu sehen ist und einen Input in die Gesellschaft bringt (ROBINSON et al. 2010: 326). In dieser Modellvorstellung wird eine klare Trennung zwischen den Ecosystem Services (als intermediäres Produkt zwischen dem natürlichen und „menschlichen“ System, (vgl. POTSCHIN & HAINES-YOUNG 2011; DOMINATI et al. 2014: 248) und dem menschlichen Vorteil gemacht. Ein Vorteil entspricht somit nicht einem Ecosystem Service (DOMINATI et al. 2014: 248). Ecosystem Services sind keine Prozesse (oder gar Kapital), sondern werden als Ströme aufgefasst (DOMINATI et al. 2010: 1859; HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013: 14; ROBINSON et al. 2013a). Ökosysteme sind als natürliches Kapital begrifflich gefasst, um den Unterschied zu aufgebautem oder menschlichem Kapital zu verdeutlichen (DOMINATI et al 2014: 246).

Diese Ströme lassen sich als „Dividende“ auffassen, die der Gesellschaft aus dem natürlichen Kapital zufließt, auch wenn es für die meisten Ecosystem Services keine festgelegten Preise gibt, oder sie auf dem freien Markt gehandelt werden (TEEB 2010: 9ff.). Somit sind viele dieser bereitgestellten Ecosystem Services immaterieller Art und können weder bevorratet noch als Rate gemessen werden (DOMINATI 2013: 135). Jedoch kann dem Vorteil, der aus den Ecosystem Services entsteht, ein Wert beigemessen werden, der Wert für den Menschen (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013:14; POTSCHIN & HAINES-YOUNG 2011). Außerdem ist es nach ROBINSON et al. (2013a: 2025) die Veränderung innerhalb der Ecosystem Services oder im natürlichen Kapital, die gemessen wird, und nicht der Service selbst.

Das natürliche Kapital, das den Ausgangspunkt bildet, ist ein „Vorrat“ des Ökosystems und besteht aus natürlichen „Guthaben“ („assets“), die einen Strom an Ecosystem Services erbringen (DOMINATI et al. 2010: 1858). Dieses Kapital kann als Ressource aufgefasst werden (SAMARASINGHE et al. 2013: 7). Nach COSTANZA et al. (1997) ist natürliches Kapital „der Vorrat an Material oder Informationen, die in einem Ökosystem enthalten sind“ (zit. in ROBINSON et al. 2013b: 3). Die TEEB-Studie führt weiter aus,

dass natürliches Kapital als ökonomische Metapher aufzufassen sei, die den begrenzten Vorrat der Erde an Ressourcen beschreibt (TEEB 2010: 43).

Das Ökosystem, natürliche Elemente, Funktionen und Prozesse, die räumlich und zeitlich miteinander verbunden sind, sind innerhalb der Ökologischen Infrastruktur zusammengefasst. Diese bildet die Organisationseinheit zur Bereitstellung von Ecosystem Services (DOMINATI 2013: 135) und beinhaltet ebenfalls sämtliche andere Sphären (DOMINATI et al. 2014: 255; vgl. Abb. 1).

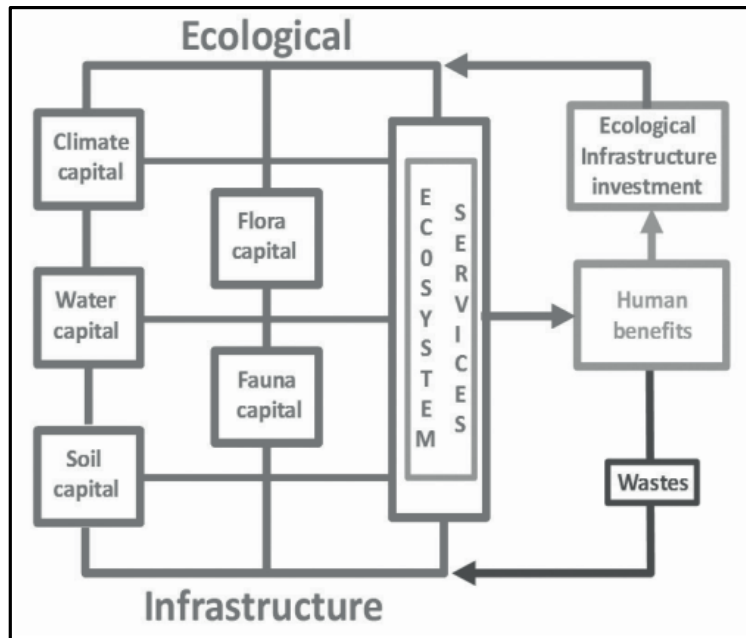


Abb. 1: Ökologische Infrastruktur als Organisationseinheit des natürlichen Kapitals (DOMINATI 2013: 135).

1.3 Diskussion der Modellvorstellungen

Innerhalb der Modellvorstellung 1 werden Ecosystem Services und Vorteile allgemein als identisch definiert (vgl. hierzu auch ROBINSON et al. 2013a: 1024). Diese Definition ist so formuliert, dass eine Dienstleistung (so wird Service in der deutschsprachigen Literatur häufig übersetzt) mit dem Nutzen gleichgesetzt wird. Somit wäre beispielsweise der Ecosystem Service „Nahrungsmittelproduktion“ gleichzeitig auch Vorteil. Jedoch sollte hier bedacht werden, dass zwar aus dem Ecosystem Service ein Vorteil (die Nahrung) entsteht, dieser Service (die Produktion) aber noch nicht direkt als Vorteil aufzufassen ist.

Aus dieser Sicht bietet Modellvorstellung 2 die passendere Definition, wenn sie bezüglich Ecosystem Services von vorteilhaften Strömen spricht, die menschliche Nutzen oder Bedürfnisse erfüllen können. Somit sind nicht mehr direkt die Ecosystem Services (wie z.B. Nahrungsmittelproduktion) der Vorteil, sondern werden (im Fall von Nahrungsmittelproduktion) vorteilhafter Strom, der zu einem menschlichen Wohlergehen führen kann, wenn die Nahrung als Endprodukt einen menschlichen Nutzen erfüllt.

Es wird häufig davon ausgegangen, dass Ecosystem Services durch den Menschen genutzt werden müssen, damit sie als solche bezeichnet werden können. Zwar sprechen viele Autoren von einem anthropozentrischen Konzept und davon, dass es Ecosystem Services gibt, weil sie menschliche Bedürfnisse erfüllen (vgl. z.B. LOFT & LUX 2010:12; DOMINATI 2013: 135; DOMINATI et al. 2010: 1859; COSTANZA et al. 2011: 1; TEEB 2010: 9; HAINES-YOUNG & POTSCHEIN 2013: 11; DE GROOT et al. 2002: 395), jedoch soll auf den Widerspruch hingewiesen werden, der sich beispielsweise anhand der Abflussregulierung/Verhinderung von Hochwasser ergibt. Die direkte Nutzung bleibt aus, es entsteht eher ein indirekter Vorteil, von dem der Mensch profitieren kann, auch wenn ihm nicht bewusst ist, dass er diesen Service „nutzt“.

Weiterhin wird in Modellvorstellung 1 aus Ecosystem Services eine Art Kapital des Ökosystems gemacht (vgl. COSTANZA et al. 2011:1). Die Speicherbarkeit der Ecosystem Services (wie sie für ein Kapital gegeben sein müsste; vgl. DOMINATI et al. 2010: 1859) ist jedoch anzuzweifeln, da beispielsweise die Produktion von Nahrung nicht bevorratet werden kann, sondern lediglich das produzierte Gut, die Nahrung. Wohl aber kann, und hier ist Modellvorstellung 2 weitaus treffender, das Kapital (die Eigenschaften, die zu einem Ecosystem Service führen) gespeichert und verändert werden. Somit bilden Ecosystem Services folgerichtig die vorteilhaft fließenden Ströme, die aus dem natürlichen Kapital entstehen und nicht gespeichert werden können. Schlussfolgernd aus obigen Überlegungen sind in Tab. 2 die im Folgenden verwendeten Begriffe charakterisiert bzw. definiert.

Tab. 2: Charakterisierung/Definitionen.

<p><u>Ecosystem Services</u> sind zunächst allgemein in Anlehnung an den Millennium Ecosystem Assessment Report „benefits people obtain from ecosystems“ (MEA 2005:1). Da diese Definition allerdings sehr ungenau formuliert ist und Ecosystem Services nicht bevorratet werden können (DOMINATI 2013:135), muss von dieser Definition abgewichen werden und folgende bevorzugt werden: „Ecosystem Services sind die vorteilhaften/nutzbringenden Ströme, die aus natürlichen Kapital entstehen und menschliche Bedürfnisse erfüllen“ (Dominati et al. 2010: 1861). Eine Einteilung in drei Kategorien scheint auch innerhalb der aktuellen Diskussion gerechtfertigt und umfasst folgende übergeordnete Service-Kategorien: (1) Provisioning Services, (2) Regulating Services und (3) Cultural Services (DOMINATI 2013: 133f.; DOMINATI et al. 2010: 1863).</p>
<p><u>Natürliches Kapital</u> („natural capital [stocks]“) beschreibt als ökonomische Metapher (TEEB 2010: 43) die Vorräte, die ein Ökosystem bevorratet (Dominati et al. 2010: 1858), und die Ströme („flows“) der natürlichen Ressourcen und Ecosystem Services, die hieraus entstehen (DOMINATI et al. 2010: 1861).</p>
<p>Das <u>natürliche Kapital des Bodens</u> („soil natural capital“; SNC) (vgl. Kap. 2) kann ausgliedert werden, um im Speziellen die Pedosphäre zu beschreiben. Das natürliche Kapital des Bodens kann durch die Eigenschaften des Bodens charakterisiert werden (DOMINATI et al. 2010: 1861), die zunächst in inhärente Eigenschaften (z.B. Hang, Gründigkeit, KAK) und regulierbare Eigenschaften (z.B. lösliches Phosphat, mineralischer Stickstoff), ebenso aber auch in abiotische und biotische Bestände, unterschieden werden können (DOMINATI et al. 2010: 1862; ROBINSON et al. 2013a). Innerhalb des natürlichen Kapitals des Bodens finden Prozesse statt, ebenso wie es durch Prozesse von außerhalb in seinen Eigenschaften beeinflusst werden kann (ROBINSON et al. 2012: 2). Darüber hinaus stellt es über (vorteilhafte) Ströme, die aus ihm entstehen, Ecosystem Services bereit (DOMINATI et al. 2010: 1859).</p>
<p><u>Ökologische Infrastruktur</u> („Ecological Infrastructure“) ist die methodische Organisationseinheit, in der natürliche Elemente (natürliches Kapital), Funktionen und Prozesse zusammengefasst sind, die zeitlich und räumlich miteinander verbunden sind (DOMINATI 2013: 135). Aus dieser Infrastruktur (die im Wortsinn als Unterbau verstanden werden kann) fließen Ecosystem Services als vorteilhafte Ströme.</p>
<p><u>Ecosystem Functions</u> wurden in der Vergangenheit häufig synonym mit Ecosystem Services verwendet (DOMINATI et al. 2010: 1858). Ecosystem Functions sind jedoch von Ecosystem Services klar zu trennen, da sie als Funktionen (innerhalb des natürlichen Kapitals) nur als unterstützende oder bereitstellende Komponente von Ecosystem Services angesehen werden können.</p>
<p><u>Ecosystem Processes</u> (Ökosystemprozesse) beschreiben die Umwandlung von Input in Output und beinhalten physikalische, chemische und biologische Komponenten (DOMINATI et al. 2010: 1859).</p>

2 Ecosystem Services der Pedosphäre – Boden als natürliches Kapital

Ausgehend von der allgemeinen Definition von natürlichem Kapital wurde von einigen Autoren eine Weiterentwicklung hinsichtlich der Pedosphäre vorgenommen und diese im Speziellen mit der Bereitstellung von Ecosystem Services in Zusammenhang gebracht. Auch hier gilt gemäß der Definition von DOMINATI et al. (2010: 1859, 1866), dass Ecosystem Services vorteilhafte Ströme sind, die aus dem natürlichen Kapital entstehen und menschliche Bedürfnisse/ Nutzen erfüllen. Jeder Service, der dem Boden zugeschrieben werden kann, ist das Produkt von vielfältigen Eigenschaften und Prozessen, die den Service untermauern (DOMINATI et al. 2010: 1861).

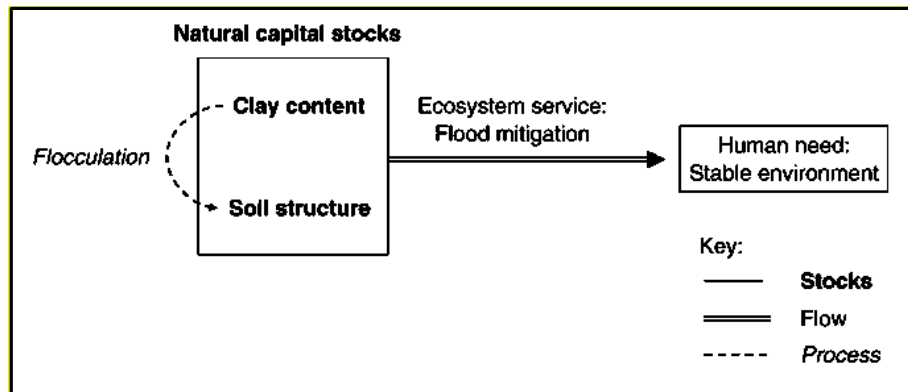


Abb. 2: Prozesse innerhalb des natürlichen Kapitals führen zu Umwandlungen (DOMINATI et al. 2010: 1859).

Für die Bereitstellung von Ecosystem Services können folgende Aufgaben des Bodens identifiziert werden (DOMINATI et al. 2010: 1860):

- Nährstoffrolle („fertility role“),
- Filter- & Reservoirrolle („filter & reservoir role“),
- Strukturelle Rolle („structural role“),
- Klimaregulierungsrolle („climate regulation role“),
- Biodiversitätserhalt („biodiversity conservation“),
- Ressourcenrolle („resource role“).

Das natürliche Kapital des Bodens („soil natural capital“) beschreibt den Vorrat an natürlichen Anlagen/Guthaben („assets“), die einen Strom natürlicher Ressourcen oder Ecosystem Services erbringen (DOMINATI et al. 2010: 1861, Abb. 2). Es kann durch die Eigenschaften des Bodens charakterisiert werden und diese jeglichen Komponenten des Bodens zugeschrieben werden, die gemessen und zur Beurteilung genutzt werden können (DOMINATI et al. 2010: 1861). Somit können zwar nicht die Ecosystem Services (vgl. DOMINATI 2013: 135), wohl aber die zugrundeliegenden Eigenschaften gemessen und bewertet werden. Diese Eigenschaften spiegeln üblicherweise die drei Dimensionen (physikalisch, chemisch, biologisch) wieder und stehen untereinander, sowie mit den anderen Komponenten des Bodens in Wechselbeziehung (DOMINATI et al. 2010: 1861). Innerhalb des natürlichen Kapitals des Bodens finden Prozesse statt, die zu Strömen und Umwandlungen der Vorräte führen, was eine Veränderung dieser zur Folge hat. Ecosystem Services resultieren aus dem Strom von Material und Energie (ROBINSON et al. 2012: 2). Ebenfalls lassen sich die Vorräte des natürlichen Kapitals (im Gegensatz zu Ecosystem Services!) speichern (DOMINATI et al. 2014: 255). Allerdings ist dadurch auch die Bereitstellung von Ecosystem Services in Abhängigkeit vom natürlichen Kapital limitiert (HEWITT et al. 2015: 108).

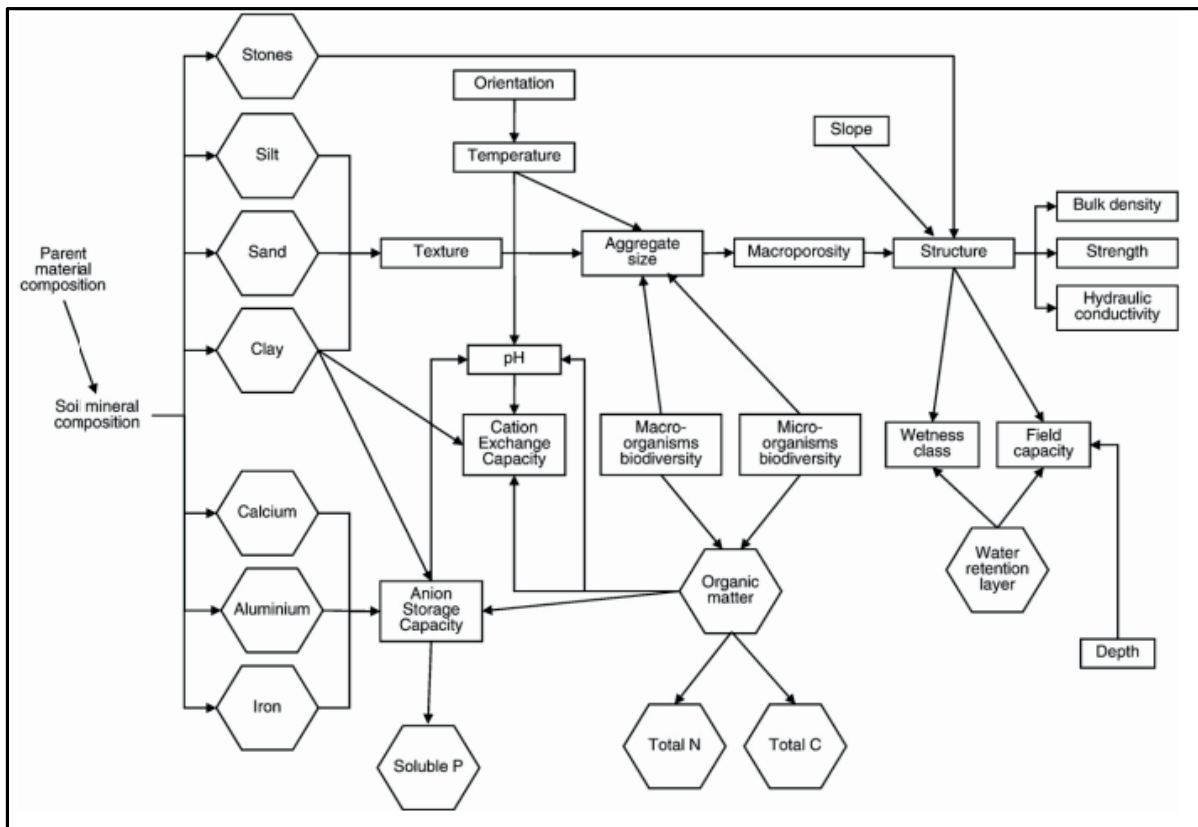


Abb. 3: Vereinfachter Zusammenhang zwischen Komponenten (Hexagone) und Eigenschaften (Rechtecke) des Bodens (DOMINATI et al. 2010: 1864).

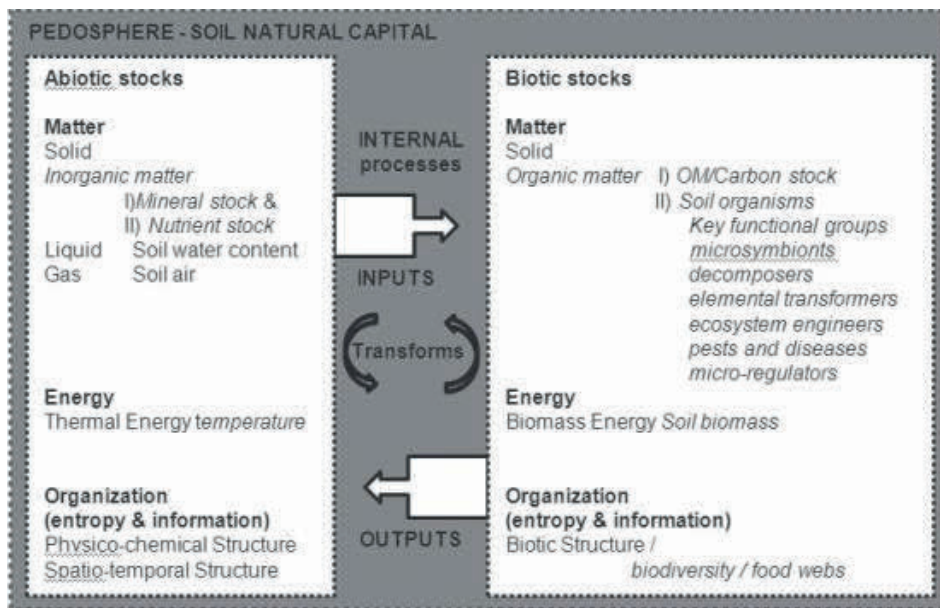


Abb. 4: Natürliches Kapital des Bodens nach ROBINSON et al. (2013b: 3).

Es erfolgt weiterhin eine Distanzierung von den im MEA-Report (2005) genannten Supporting Services, die als Supporting-Prozesse ausgegliedert und angesprochen werden, da sie die Bildung des natürlichen Kapitals des Bodens und das Funktionieren des Bodens zwar unterstützen, jedoch nicht als (für den Menschen nutzbringender) Service wirken (DOMINATI et al. 2010: 1862; DOMINATI 2013: 133). Diese Benennung sollte bevorzugt werden, weil sie den wichtigen Unterschied zwischen Prozessen und Services betont (DOMINATI 2013: 133). Die Supporting-Prozesse beinhalten Bodenbildung, Nährstoffzyklus und Wasserzyklus (DOMINATI 2013: 133; DOMINATI et al. 2010: 1862). Der Boden ist somit Vorrat, der

einen Beitrag zu finalen Ecosystem Services liefert, primär durch stattfindende Supporting-Prozesse (ROBINSON et al. 2012: 3). Diese Prozesse sind im Kern der Pedogenese enthalten und bauen die physikalischen, chemischen und biologischen Vorräte des Bodens auf.

Hinsichtlich der Beschreibung, was Kapital des Bodens ist, unterscheiden sich einige Autoren voneinander, können jedoch eher ergänzend als konträr angesehen werden. DOMINATI et al. (2010) untergliedern das natürliche Kapital des Bodens zunächst in inhärente Eigenschaften (z.B. Hang, Gründigkeit, KAK, Ton-Typen [„clay-types“]) und regulierbare Eigenschaften (z.B. lösliches Phosphat, mineralischer Stickstoff, organische Substanz; vgl. Abbildung 4). Erstere können nicht verändert werden, ohne eine signifikante Veränderung des Bodens auszulösen, letztere können beispielsweise durch den Einsatz von Dünger gesteuert werden (DOMINATI et al. 2010: 1862). ROBINSON untergliedert das natürliche Kapital des Bodens in inhärente und dynamische Eigenschaften (ROBINSON et al. 2009, zit. in DOMINATI et al. 2010: 1862). In einer späteren Studie unterscheiden ROBINSON et al. (2013b; vgl. Abb. 4) zwischen abiotischen Beständen („abiotic stocks“) und biotischen Beständen („biotic stocks“) als „Bausteine“ der Pedosphäre, die auch Dominati et al. 2010 und Dominati 2013 übernehmen. Die abiotische Komponente stellt die Rohstoffe bereit, die durch die biotische Komponente verarbeitet werden (ROBINSON et al. 2013b: 3), somit entstehen gegenseitige Wechselwirkungen von In- und Output sowie Ströme von Masse und Energie. Weiterhin wird eine Differenzierung hinsichtlich „Stock-Flows“ (Ströme aus der Ökologischen Infrastruktur) und „Fund-Services“ (als solche aus den „Stock-Flow“-Prozessen resultierend) vorgenommen. Die Kombination beider bildet die Ecosystem-Services-Bereitstellungskette (ROBINSON et al. 2013a: 1026).

Da Boden ein dynamisches System ist, das kontinuierlich durch Bodenbildungsprozesse modifiziert und durch anthropogene Veränderungen beeinflusst wird (ROBINSON et al. 2013b: 3), stehen den Prozessen, die an der Bildung des natürlichen Kapitals des Bodens beteiligt sind, ebenfalls Prozesse gegenüber, die das Kapital mit der Zeit degradieren (können). Der Verlust von natürlichem Kapital bedeutet im Umkehrschluss auch einen Verlust von Ecosystem Services (DOMINATI et al. 2010: 1864). Hier seien beispielhaft Erosion, Versiegelung, Verdichtung und Verlust von Nährstoffen genannt. Diese Prozesse können durch eine Vielzahl an Faktoren beeinflusst werden und beinhalten sowohl natürliche, als auch anthropogene Einflussfaktoren (DOMINATI et al. 2010: 1864ff., DOMINATI 2013: 135).

Das in Abb. 5 dargestellte Grundgerüst repräsentiert auf seiner rechten Seite die Anthroposphäre und zeigt, wie Ecosystem Services durch die aus der Ökologischen Infrastruktur kommenden Ströme menschliche Bedürfnisse erfüllen. Die Anthroposphäre ist als ein Teil der Biosphäre zuzuordnen und enthält die verschiedenen anthropozentrischen („aufgebauten“) Kapitale (DOMINATI et al. 2013: 135). Die linke Seite enthält die „Erd-Ressourcen“ (zusammengefasst als Ökologische Infrastruktur und hier im Speziellen die Pedosphäre als eine dieser Ressourcen darstellend; DOMINATI et al. 2014: 255). Innerhalb der Ökologischen Infrastruktur stehen die einzelnen Sphären untereinander, sowie in sich selbst durch Ströme von Material und Energie in Verbindung (Dominati et al. 2013: 136). Anthropogene Einflussfaktoren verändern das natürliche Kapital (die ökologische Infrastruktur) und somit die Bereitstellung von Ecosystem Services (DOMINATI et al. 2013: 135).

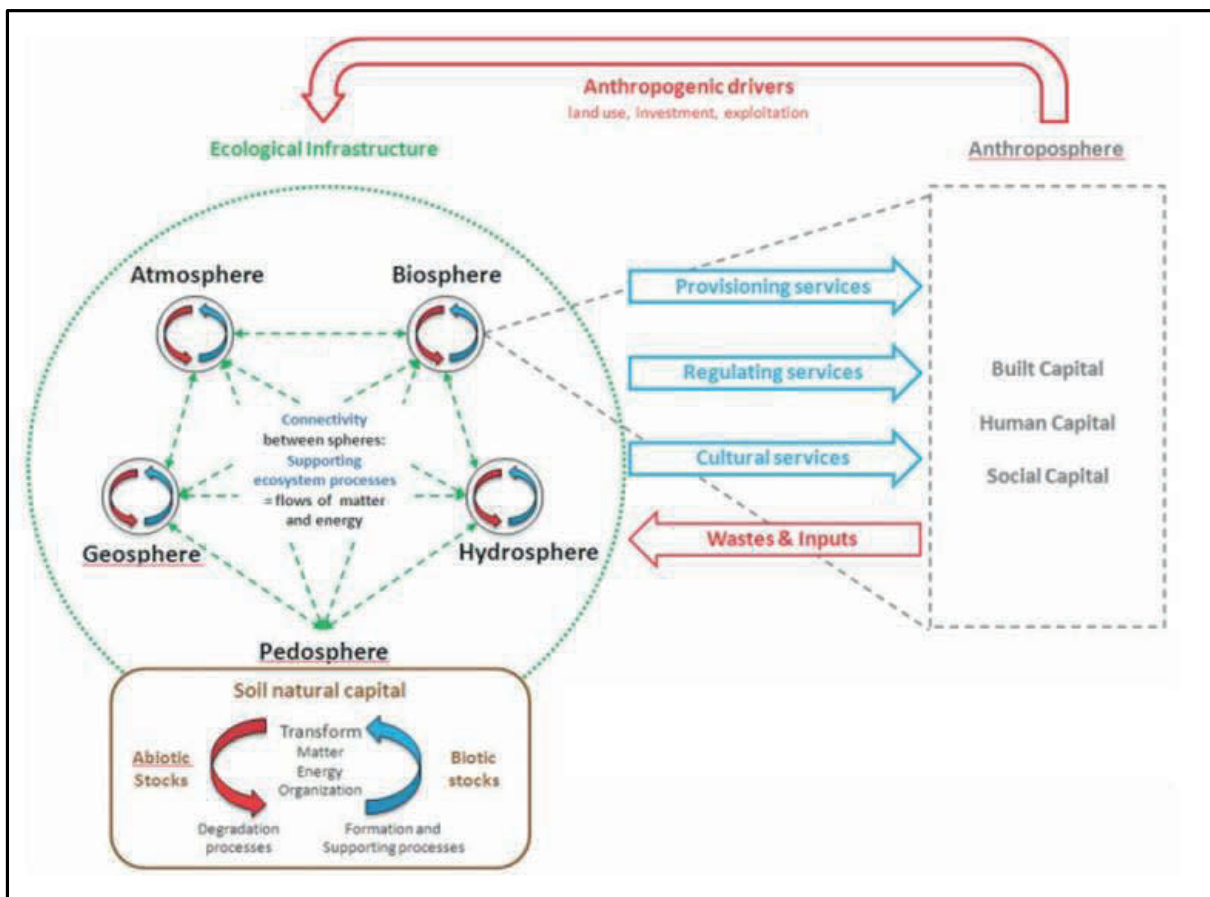


Abb. 5: Zusammenfassende Darstellung der Bereitstellung von Ecosystem Services aus der Ökologischen Infrastruktur unter besonderer Berücksichtigung des natürlichen Kapitals des Bodens (DOMINATI 2013: 136).

Für eine Quantifizierung und Bewertung von Ecosystem Services der Böden schlägt DOMINATI (2013: 136) folgendes Vorgehen vor:

1. Boden-Services und Supporting-Prozesse unterscheiden,
2. Schlüsseleigenschaften und –prozesse hinter jedem Boden-Service identifizieren,
3. Unterscheidung zwischen natürlichem Kapital und aufgebauten („built up“) Kapital,
4. Identifizieren, wo und wie externe Einflussfaktoren natürliches Kapital beeinflussen,
5. Einfluss von Degradationsprozessen auf das natürliche Kapital des Bodens identifizieren,
6. (Ökonomische Bewertung mit den Parametern begründen).

3 Ecosystem Services aus Sicht der Stadtbodenforschung: Kenngrößen und Messgrößen

Folgend aus den oben vorgestellten Modellvorstellungen und Ansätzen zur Untersuchung von Ecosystem Services wird für hier in Teilen das in DOMINATI 2013 (vgl. Abb. 5) vorgestellte Grundgerüst als Definition übernommen, sowie der Modellvorstellung nach DOMINATI et al. (2010) und ROBINSON et al. (2012,2013) gefolgt. Grund hierfür ist einerseits die sehr ausführliche Beschreibung des Kapitals, welches der Bereitstellung von Ecosystem Services zugrunde liegt, andererseits, weil es speziell für die Pedosphäre (das natürliche Kapital des Bodens) entwickelt worden ist. Die Untersuchung des natürlichen Kapitals des Bodens erscheint als geeignetes Instrument zur Untersuchung der daraus entstehenden Ecosystem Services, da sowohl Prozesse, als auch Eigenschaften gemessen und beurteilt werden können.

Auf Grundlage der obigen Modellvorstellung und entsprechender weiterer Literatur sind in Tab. 3, Tab. 4 und Tab. 6 zunächst alle für den Boden identifizierbaren Ecosystem Services auflistet, erläutert und dort wo möglich, natürliches Kapital zuordnet. Weiter sind in den Tabellen Kenngrößen mit aufgeführt, um eine Bewertung des natürlichen Kapitals und der daraus entstehenden Ecosystem Services vornehmen zu können. Es werden jedem Natural Capital / jeder Eigenschaft möglichst Kenngrößen zugeordnet – die später auch messbar sind –, um die entsprechenden Ecosystem Services zu identifizieren.

Dabei wird deutlich von dem Aspekt der ersten Modellvorstellung, Ecosystem Services müssen genutzt werden, damit sie vorliegen, abgewichen und auch solche Ecosystem Services mit einbezogen, die vorhanden und potenziell nutzbar wären. Dies erfolgt, da das zugrundeliegende natürliche Kapital des Bodens untersucht wird und dadurch auch die Bestandsaufnahme von potenziell möglichen Ecosystem Services erfolgen kann.

Bisher keine Beachtung fanden Bewertungsmaßstäbe, die aus verschiedenen Disziplinen stammen können (ökologisch, ökonomisch, soziokulturell; DE GROOT 2002: 395). Häufig einhergehend mit einem anthropozentrischen Konzept ist der Versuch einer Bewertung über den monetären Nutzen des Ökosystems. Da eine rein monetäre Bewertung aber zu eng gefasst wäre und nur einen kleinen Ausschnitt des gesamten Ecosystem Services-Konzept repräsentiert (CALZOLARI et al. 2016: 201), wird auf eine ökonomische Bewertung verzichtet. Ziel ist vielmehr die Bestandsaufnahme von potenziell möglichen Ecosystem Services in der Stadt, sowie ihrer Ausprägung und (wo möglich) die Beurteilung des menschlichen Einflusses auf sie, beziehungsweise auf das ihnen zugrundeliegende natürliche Kapital.

Tab. 3: Provisioning Services der (urbanen) Pedosphäre (Darstellung nach diversen Autoren).

Ecosystem Services	(Soil) Natural Capital / Eigenschaften	Kenngrößen	Schlüssel-Referenzen
<ul style="list-style-type: none"> • Bereitstellung von Nährstoffen 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenstruktur • Wasserhaltefähigkeit • Nährstoffe • Gründigkeit 	<ul style="list-style-type: none"> • Verteilung Porengröße • Skelettanteil • Bodenart • N-, P-Gehalte • Bestand (i.S. von Deckung) • Bodentyp • Produktion von Nahrung (t/a/a) 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • DOMINATI 2013 • ROBINSON et al. 2013a • GRUNEWALD & BASTIAN 2013 • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Bereitstellung von physikalischer Infrastruktur • Habitatfunktion 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenfestigkeit • Intaktheit d. Bodens • Belastbarkeit • Geomorphologie • Bodenwasserkapazität 	<ul style="list-style-type: none"> • Anteil an organischer Substanz • Gefüge • Bodentyp • Hangneigung und Hanglänge • Exposition • Feuchtigkeit 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • DOMINATI 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Bereitstellung von Rohstoffen 	<ul style="list-style-type: none"> • Rohstoffe • Tiefe des Profils 	<ul style="list-style-type: none"> • Produktion (t/a) 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • ROBINSON et al. 2013a
<ul style="list-style-type: none"> • Bereitstellung von sauberem Trinkwasser 	<ul style="list-style-type: none"> • Filterwirkung • Zurückhaltung und Speicherung von Frischwasser 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodentyp • Bodenart • Skelettanteil 	<ul style="list-style-type: none"> • WALL et al. 2004 • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013

Tab. 4: Regulating Services der (urbanen) Pedosphäre (Darstellung nach diversen Autoren).

Ecosystem Services	(Soil) Natural Capital / Eigenschaften	Kenngrößen	Schlüssel-Referenzen
<ul style="list-style-type: none"> • Verhinderung von Flut/ Hochwasser • Abflussregulation 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenstruktur/ Makroporen • Infiltration • Gründigkeit und Steingehalt des Profils • undurchlässige Schichten 	<ul style="list-style-type: none"> • Porengröße • Gefüge • Skelettanteil • Bodenart • Bodentyp • Hangneigung und Hanglänge • Versiegelungsgrad 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • DOMINATI 2013 • HAASE 2013 • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Filterung von Nähr-/Schadstoffen • Abbau von Abfall und Entgiftung 	<ul style="list-style-type: none"> • Tongehalt • Organische Substanz, • Adsorption • Ausfällung 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenart • Anteil an organischer Substanz • pH-Wert • Carbonatgehalt 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010
<ul style="list-style-type: none"> • Biologische Kontrolle von Plagen und Krankheiten 	<ul style="list-style-type: none"> • Feuchtigkeit • Temperatur 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenart • Bodentyp • Skelettanteil 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • DOMINATI 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Kohlenstoffspeicherung und Regulierung von Treibhausgasen 	<ul style="list-style-type: none"> • Bestände Organischer Substanz, • Feuchtigkeit • Temperatur 	<ul style="list-style-type: none"> • Anteil an organischer Substanz 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010
<ul style="list-style-type: none"> • Klimaregulation 	<ul style="list-style-type: none"> • Aktivität der Bodenfauna, • Vegetation 	<ul style="list-style-type: none"> • Vegetationsflächenanteil (%) 	<ul style="list-style-type: none"> • HAASE 2013 • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013 • GRUNEWALD & BASTIAN 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Reduktion von Lärm 	<p>----</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Distanz zur Straße (in m) • Vegetationsbedeckung 	<ul style="list-style-type: none"> • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013 • HAASE 2013 • BOLUND & HUNHAMMAR 1999
<ul style="list-style-type: none"> • Bestäubung und Samenausbreitung 	<ul style="list-style-type: none"> • Rolle der Biota 	<ul style="list-style-type: none"> • Spezies-Diversität 	<ul style="list-style-type: none"> • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Erosionsschutz 	<ul style="list-style-type: none"> • Rolle der Vegetation/ Wurzelmatrix und Bodenlebewesen • Bodenstruktur 	<ul style="list-style-type: none"> • Hangneigung • Exposition • Flächennutzung • Bodenart 	<ul style="list-style-type: none"> • GRUNEWALD & BASTIAN 2013 • DOMINATI 2013 • GHALEY et al. 2014 • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013

Aus den in der Literatur aufgeführten Kenngrößen lassen sich für die Beschreibung urbaner Böden hinsichtlich der provisioning services (Tab. 3) und supporting services die in Tab. 4 aufgeführten Messgrößen zusammenfassen (Tab. 5).

Tab. 5: Im Gelände aufzunehmende bzw. im Labor zu bestimmende Messgrößen.

Gelände	Labor
<ul style="list-style-type: none"> • Bodentyp • Exposition • Hangneigung und Hanglänge • Bodenfeuchte • Flächennutzung • Vegetationsbedeckung • Versiegelungsgrad und Vegetationsflächenanteil • Distanz zu Straßen 	<ul style="list-style-type: none"> • Anteil an organischer Substanz • Carbonatgehalt • pH-Wert • Bodenart • Skelettanteil • N-, P-Gehalte • Gefüge

Die in Tab. 5 aufgeführten Messgrößen sind standardmäßig im Gelände z.B. mittels KA5 (AD-HOC-AG-BODEN 2005) aufzunehmen bzw. mit standardisierten Labormethoden zu erfassen. Die in Tab. 6 dargestellten Kenngrößen für Cultural Services sind zum Großteil nicht standardisiert „messbar“. Hier müssten zukünftig Messgrößen und Kriterien für deren Einordnung entwickelt werden.

Tab. 6: Cultural Services der (urbanen) Pedosphäre (Darstellung nach diversen Autoren).

Ecosystem Services	(Soil) Natural Capital / Eigenschaften	Kenngrößen	Schlüssel-Referenzen
<ul style="list-style-type: none"> • Kulturelle Identifikation • Information 	<ul style="list-style-type: none"> • Vielfalt natürlicher Bestandteile mit kulturellem Wert 	<ul style="list-style-type: none"> • kulturelle Landschaftselemente 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • GRUNEWALD & BASTIAN 2013 • DE GROOT et al. 2002 • BOLUND & HUNHAMMAR 1999
<ul style="list-style-type: none"> • Quelle ästhetischer Erfahrungen • Ästhetische Werte 	<ul style="list-style-type: none"> • Attraktivität der Landschaftsbestandteile 	<ul style="list-style-type: none"> • Flächennutzung • Vegetationstypen 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • GRUNEWALD & BASTIAN 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Spirituelle Bereicherung • Geistige Werte • Historische Information 	<ul style="list-style-type: none"> • Vielfalt natürlicher Bestandteile mit spirituellem/historischem Wert 		<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • DOMINATI 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Erholung • Ökotourismus 	<ul style="list-style-type: none"> • Biologische Struktur • Diversität • Flächengröße 	<ul style="list-style-type: none"> • Erschließungsgrad • touristische Infrastruktur 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • GÓMEZ-BAGGETHUN 2013 • GRUNEWALD & BASTIAN 2013
<ul style="list-style-type: none"> • Platz, um Tote zu begraben 			<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010
<ul style="list-style-type: none"> • Wissen • Erfahrungsgewinn • Erfahrungsentwicklung 	<ul style="list-style-type: none"> • Vielfalt der Natur mit wissenschaftlichem/pädagogischem Wert 	<ul style="list-style-type: none"> • Natur-/Kulturdenkmale 	<ul style="list-style-type: none"> • DOMINATI et al. 2010 • GRUNEWALD & BASTIAN 2013 • GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2013

4 Kennzeichnung urbaner Böden

Urbane Böden, häufig synonym mit urban-industriellen Böden, Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume, Stadtböden und Siedlungsböden (siehe SAUERWEIN 2006: 12) verwendet, sind gekennzeichnet durch die urban genutzte Fläche, auf der die Böden eine anthropogene Überprägung erfahren

(haben), beziehungsweise dadurch, dass intensive Nutzung veränderte Bodeneigenschaften hervorbringt (SAUERWEIN 2006: 12, SAUERWEIN & SCHOLTEN 2011: 396). Häufig werden urbane Böden auch im Sinne von „anthropogenen inner-urbanen Böden“ verstanden, die innerhalb der administrativen Grenzen von Städten liegen (LEHMANN & STAHR 2007: 248). De facto sind urbane Böden die Böden, die am intensivsten und pro Fläche mit den meisten Nutzern genutzt werden (LEHMANN 2006: 129). Ihre Genese ist gekennzeichnet durch Bedingungen, die oftmals nicht in natürlichen Systemen auftreten (NORRA & STÜBEN 2003: 230). Sie sind deutlich durch menschlichen Einfluss geprägt, woraus folgt, dass sich diese Böden (zum Teil deutlich) von denen des Umlandes unterscheiden (BLUME et al. 2010: 369; FRIELINGHAUS et al. 2010: 6). Dieser Einfluss geht weiter als die „Kultivierung“ des Bodens (LEHMANN 2006: 129) und wirkt sowohl räumlich, als auch zeitlich (EFFLAND & POUYAT 1997: 217). Städte besitzen einen gänzlich anderen biogeochemischen Kreislauf als „natürliche“ Systeme, da menschliche Eingriffe sowohl Input, als auch Output in urbanen Ökosystemen verändern (PAVAO-ZUCKERMAN 2012: 274).

Infolge der menschlichen Veränderungen wurde auch das Relief vielfach durch Abtrag und Auftrag beeinflusst. Hierbei erfolgte häufig ein Auftrag anthropogener Bodensubstrate und Gesteine (BLUME et al. 2010: 369), die urbanen Böden sind dominiert durch das Einbringen von „neuem“ Material als Ausgangsgestein (PAVAO-ZUCKERMAN 2012: 270). Häufig liegen Gemenge aus umgelagerten natürlichen und technogenen Substraten vor, seltener Monosubstrate (MEUSER 1996: 305).

Die Veränderungen urbaner Böden können wie folgt zusammengefasst werden: (1) Überbauung, (2) Umlagerung, (3) Vermischung, (4) Verdichtung, (5) Aufhöhung oder Abgrabung, (6) Eintrag von Substanzen, (7) Abtrag von Material und (8) Kontamination (SAUERWEIN 2006: 15, LEHMANN 2006: 130, AMOSSÉ et al. 2015: 1719). Grundsätzlich lassen sich Böden im urbanen Raum in folgende vier Kategorien einteilen:

- Natürliche Böden (grundsätzlich die gleichen wie im Umland),
- Versiegelte Böden (überbaut, überdeckt),
- Böden aus künstlichen Aufträgen natürlicher Substrate (die grundsätzlich einer ähnlichen Bodenentwicklung unterliegen, wie diejenigen aus natürlichen Sedimenten),
- Böden aus technogenen Substraten (das als neues Ausgangsgestein dient und deren Pedogenese stark von der Substrateigenschaft abhängt) (BLUME et al. 2010: 370).

Typisch für eine Stadtlandschaft ist ein Mosaik aus Böden verschiedenster Genese (FRIELINGHAUS et al. 2010: 6). Diese zumeist jungen (das heißt weniger weit entwickelten; vgl. BLUME & LAMP 2004: 69) Böden, zeigen lediglich schwache Anzeichen einer „echten“ Pedogenese (LEHMANN 2006: 129). Die Böden sind durch eine hohe räumliche (horizontale und vertikale) Heterogenität gekennzeichnet (GREINERT 2015: 1725; PICKETT et al. 2011: 336; MOREL & HEINRICH 2008: 206) und dieses „Bodenmosaik“ kann von Meter zu Meter stark differenziert sein (VASENEV et al. 2014: 103; PICKETT et al. 2011: 336; POUYAT et al. 2010: 130; SAUERWEIN 2006: 16). Dies kann dazu führen, dass die einzelnen „Flecken“ ihre Vernetzung verlieren (PICKETT et al. 2011: 355). Diese Umstände machen es häufig schwierig, einen „typischen“ urbanen Boden zu identifizieren, da auch die Eigenschaften der (Ober)böden stark variieren (können) (POUYAT et al. 2010: 119 & 138). So können beispielsweise die Veränderung der Reihenfolge von Horizonten oder die Vermischung von Ober- und Unterboden häufig beobachtet werden (GREINERT 2015: 1726). Ebenfalls können in der Stadt mehrere Meter mächtige anthropogene Deckschichten vertreten sein (MEUSER & BLUME 2004: 583) und die Böden eine Mischung aus natürlichen humosen und anthropogen eingetragenen organischen Substanzen besitzen (LORENZ et al. 2006: 313).

Trotz einer erheblichen Veränderung der urbanen Böden konstatieren MEUSER & BLUME (2004), dass mit natürlichen und technogenen Substraten aufgeschüttete Böden prinzipiell einer natürlichen Pedogenese unterliegen (MEUSER & BLUME 2004: 588) (können). Durch Humusauftrag jedoch kann beispielsweise eine natürliche Pedogenese vorgetäuscht sein, Verbraunungsmerkmale sind häufig aufgrund der Einfärbung der Substrate nicht erkennbar (MEUSER & BLUME 2004: 588). Die Anwesenheit von

technogenen Materialien wird als Faktor angesehen, der die urbanen Böden am meisten differenziert/verändert (GREINERT 2015: 1729). Dieses Auftreten führt auch dazu, dass beispielsweise die pH-Werte nicht schätzbar sind und sprunghaft wechseln können (HÖKE et al. 2010: 42). Häufig wird in der Literatur darauf verwiesen, dass die Böden in der Stadt überwiegend erhöhte (alkalische) pH-Werte aufweisen (HELMES 2004: 22).

Herauszustellen ist, dass Urbanisierung Böden hervorbringt, die, verglichen mit nicht-urbanen Böden, als einzigartig in ihrer Struktur und Funktion angesehen werden können (PAVAO-ZUCKERMAN 2012: 271). Viele Autoren konstatieren für urbane Böden häufig als wichtigste Funktion die Eigenschaft als Baugrund und Fläche für Infrastruktur (vgl. z.B. FRIELINGHAUS et al. 2010: 6; MOREL, CHENU & LORENZ 2015: 1662). Im vorliegenden Beitrag wird aber gerade diskutiert, dass Böden (sofern nicht vollständig aus dem natürlichen Kreislauf durch Versiegelung ausgegliedert) mehr Funktionen, und somit letztlich auch Ecosystem Services, erfüllen, als vielfach angenommen und beschrieben, auch wenn diese meist größtenteils in einer Betrachtung ignoriert werden (vgl. z.B. MOREL, CHENU & LORENZ 2015: 1659). SAUERWEIN (2006) formuliert, dass „diese Flächen [...] nun aber weitestgehend die Lebensqualität der Bevölkerung einer Stadt [...]“ mitbestimmen (SAUERWEIN 2006: 20).

5 Schlussfolgerung: Ecosystem Services urbaner Böden

Auch wenn urbane Böden sehr häufig als gestört angesehen werden, stellen sie eine Anzahl an Ecosystem Services für die Bewohner der Stadt bereit. Sie spielen eine essenzielle Rolle mit ihren Funktionen und Ecosystem Services (MOREL, CHENU & LORENZ 2015: 1660), es werden viele der gleichen Services generiert, wie durch ungestörte, „natürliche“ Böden (ELMQVIST et al. 2015: 101; SETÄLÄ et al. 2014: 243). Häufig werden Böden jedoch erst an zweiter Stelle, nach der Vegetation in der Stadt („Green Infrastructure“), genannt (MOREL, CHENU & LORENZ 2015: 1665) und ihnen wird als „übergeordneter“ Service meistens nur die Bereitstellung von physikalischen Strukturen, dem Baugrund, attestiert (vgl. z.B. PAVAO-ZUCKERMAN 2012: 278; AITKENHEAD-PETERSON et al. 2010: 380). Ausgenommen werden für die Bereitstellung von Ecosystem Services müssen die versiegelten Flächen, auf denen die Fähigkeit, Ecosystem Services zu generieren, abnimmt (SETÄLÄ et al. 2014: 241; PAVAO-ZUCKERMAN 2012: 271), oder völlig verloren geht (CALZOLARI et al. 2016: 193). Dennoch können selbst die am stärksten veränderten Ökosysteme (Böden in der Stadt) noch wichtige Ecosystem Services erbringen (SETÄLÄ et al. 2014: 241; ELMQVIST et al. 2015: 103), häufig sogar die gleichen, wie bei unveränderten, „natürlichen“ Böden (POUYAT et al. 2010: 121).

Jedoch muss auch festgehalten werden, dass Städte häufig die Möglichkeit des Ökosystems, Ecosystem Services zu generieren, beeinflussen (PAVAO-ZUCKERMAN 2012: 278). Außerdem können die erzeugten Services stark von Stadt zu Stadt unterschiedlich sein (LEHMANN 2006: 129). Im urbanen Kontext sind die Ecosystem Service-Kategorien wie Nahrungsmittelproduktion oder Erosionskontrolle möglicherweise weniger wichtig, als Cultural Services (LA ROSA et al. 2015: o.S.). Die Lebensqualität innerhalb der Stadt basiert maßgeblich auf ihnen (LANGEMEYER et al. 2015:179; ANDERSSON et al. 2015: 165), beispielsweise durch die Erholungsfunktion, die durch urbane Grünflächen bereitgestellt wird (AITKENHEAD-PETERSON et al. 2010: 378). Im städtischen Umfeld mit wenig Raum für Erholung wird dem Aspekt der Erholung und den kulturellen Ecosystem Services möglicherweise der höchste Wert eingeräumt (GÓMEZ-BAGGETHUN 2013: 184; BOLUND & HUNHAMMAR 1999: 298), jedoch muss festgehalten werden, dass Cultural Services die „persönlichsten“ und subjektivsten Services sind (vgl. z.B. CALZOLARI et al. 2016: 193; LANGEMEYER et al. 2015: 178) und ihre Bewertung so äußerst schwierig ist.

Böden im urbanen Raum stellen aber auch geoökologische Funktionen wie Umwandlung und Speicherung von Nähr- & Schadstoffen bereit. Diese Funktionen können jedoch limitiert und durch Übernutzung gefährdet sein (NORRA & STÜBEN 2003: 230). So steigt der Verbrauch von natürlichem Kapital und folglich sinkt die Bereitstellung von Ecosystem Services stetig (GÓMEZ-BAGGETHUN 2013: 236).

Aktuell in der Diskussion, und mit immer größer werdendem Interesse, sind sogenannte „Ecosystem Disservices“ – die Negativfunktionen von Ökosystemen auf das menschliche Wohlergehen (vgl.

z.B. GÓMEZ-Baggethun 2013; GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Verschiedene Autoren haben sich bezüglich eines Managements, oder einer Instandsetzung und –haltung von Ecosystem Services (im Fokus sollte hier besser das natürliche Kapital stehen) mit unterschiedlichen Fragestellungen auseinandergesetzt und kommen zu dem Schluss, dass es von essenzieller Wichtigkeit für das urbane Umfeld ist, Ecosystem Services zu verwalten und zu optimieren (für ausführliche Studien siehe z.B. PAVAO-ZUCKERMAN 2008; SETÄLÄ et al. 2014).

Es ist festzuhalten, dass Böden in der Stadt einen erheblichen Beitrag in der Bereitstellung von Ecosystem Services und so zur menschlichen Lebensqualität im urbanen Raum beitragen.

6 Kartierungen in Hildesheim

6.1 Der Stadtstrukturtypenansatz

Der Ansatz der Stadtstrukturtypen stellt seit vielen Jahren ein vielversprechendes Instrument dar, um urbane Räume aus ökosystemarer Sicht zu differenzieren und zu charakterisieren (BREUSTE, HAASE, PAULEIT & SAUERWEIN 2016: 38, LAUF et al. 2014: 74; SAUERWEIN 2006: 7). Stadtstrukturtypen bezeichnen dabei Raumeinheiten urbaner Landschaften mit generell vergleichbaren Umweltbedingungen. Ihre Bestimmung legt die aktuelle Flächennutzung zugrunde, die durch weitere Merkmale weiter differenziert wird. Flächen gleicher Merkmalsausprägung werden einem Raumtyp, dem Stadtstrukturtyp zugeordnet. Stadtstrukturtypen sind somit Raumtypen urbaner Landschaften, die durch Flächen physiognomisch intern einheitlicher und untereinander unterschiedlicher Raummerkmale repräsentiert werden. Jeder Strukturtyp ist durch ein spezifisches Anordnungsmuster und charakteristische Dichte der Bebauung, durch den Anteil der versiegelten Freiflächen und eine spezifische Vegetationsstruktur gekennzeichnet. Die Repräsentation der Stadtstrukturtypen ist untereinander gleichwertig und homogen in der Ausprägung der internen Strukturmerkmale.

Tab. 7: Differenzierung von Stadtstrukturtypen (in Anlehnung an SAUERWEIN 2006: 9).

Wohnflächen und Flächen mit gemischter Nutzung <ul style="list-style-type: none"> • Kerngebiete • Offene Blockbebauung • Geschlossene Blockbebauung • Offene Blockrandbebauung • Geschlossene Blockrandbebauung • Zeilenbebauung • Großwohnsiedlung • Ein- und Zweifamilienhausbebauung • Villen • Ehemalige Dorfkerne 	Freizeit- und Erholungsflächen <ul style="list-style-type: none"> • Park- und Grünanlagen • Kleingartenanlagen • Friedhöfe • Sport-/Freizeitanlagen 	Industrie- und Gewerbeflächen <ul style="list-style-type: none"> • Gering versiegelt • Stark versiegelt 	
			Sonderflächen <ul style="list-style-type: none"> • Öffentliche Einrichtungen • Einkaufszentren • Technische Ver- und Entsorgungsanlagen
		Landwirtschaftsflächen	
		Wald	
		Gewässer	
		Brachflächen	
		Aufschüttungs- und Entsorgungsflächen	Hauptverkehrsstraßen Eisenbahnanlagen
* Hauptstrukturtypen sind fett dargestellt			

In SAUERWEIN (2006) und SAUERWEIN (2011) ist beschrieben, dass sich der Stadtstrukturtypenansatz generell eignet, um urbane Bodenlandschaften auszuweisen. Basierend auf der in Tab. 7 dargestellten Stadtstrukturtypengliederung wurde für das Stadtgebiet Hildesheim eine entsprechende Kartierung durchgeführt (Abb. 6).

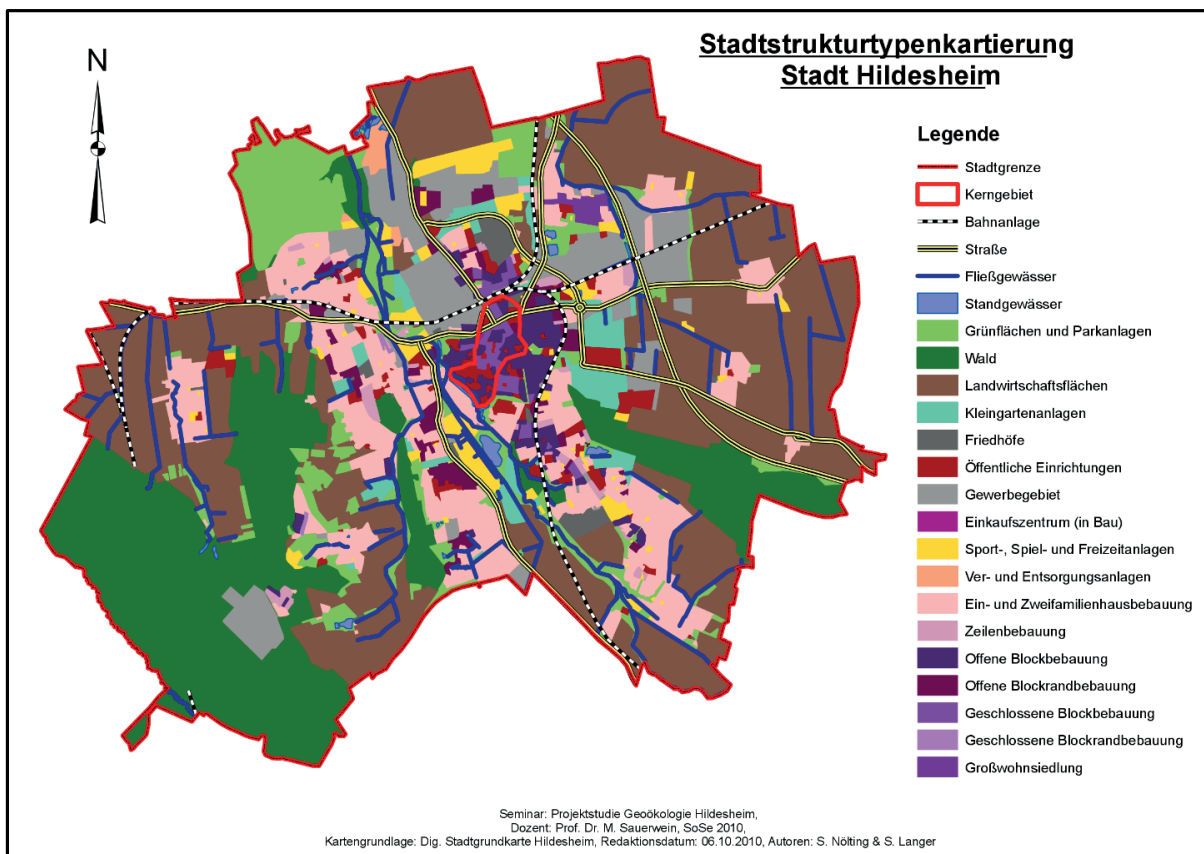


Abb. 6: Stadtstrukturtypenkartierung Hildesheim, Entwurf.

6.2 Bodenkartierungen

Für das Stadtgebiet von Hildesheim liegt keine flächendeckende Bodenkartierung vor. Lediglich einzelne Profilaufnahmen sind vorhanden. Dies gilt weltweit für nahezu alle urbanen Landschaften. Informationen und das Wissen über Stadtböden sind bislang immer noch nicht sehr umfangreich. International gibt es in der Stadtbodenforschung noch kein übergreifend akzeptiertes Modell einer urbanen Bodentypenklassifizierung.

6.2.1 Entwicklung einer digitalen Konzeptbodenkarte

Die Erstellung einer digitalen Konzeptbodenkarte durch die Verschneidung unterschiedlicher Informationsebenen ist ein elementarer Bestandteil einer Kartierung in urban, industriell oder gewerblich geprägten Gebieten (AK STADTBÖDEN 1996). Bei der Erfassung und Ableitung der Bodeneigenschaften bietet eine Konzeptbodenkarte eine wichtige Hilfestellung, mit welcher der Kartieraufwand deutlich reduziert werden kann.

Erstes Ziel ist die Erstellung einer digitalen Datengrundlage für die Stadt Hildesheim, mit der in weiteren Schritten eine Konzeptbodenkarte erarbeitet werden kann (STADTMANN 2011). Hierzu müssen vorhandene bodenkundliche oder bodenkundlich interpretierbare Daten recherchiert werden. Außerdem soll eine begründete Auswahl, sowie eine Vorstrukturierung durch die Einordnung der Daten in Klassen, durchgeführt werden, um eine spätere Weiterverarbeitung vorzubereiten. Die Ergebnisse dieser Schritte werden als Synthesekarte dargestellt. Der Zielmaßstab der Konzeptbodenkarte ist 1:10.000.

Folgende Daten gehen in die Entwicklung der Konzeptbodenkarte ein (Details bei STADTMANN 2011): Bodenschätzung, Forstliche Standortkartierung, BÜK 50, Biotoptypenkartierung, Geotopkartierung, Landnutzung und Versiegelungsgrad nach ATKIS, Historische Landnutzungsdaten, Altlasten und Altstandorte (STADT HILDESHEIM 2010), Daten des Bodenplanungsgebietes. Die ausgewählten Daten

sind in einem ersten Entwurf einer Konzeptbodenkarte (Abb. 7) dargestellt. Durch die farbliche Darstellung ist deutlich zu erkennen, dass im Stadtgebiet Hildesheims große Bereiche durch die Bodenschätzung erfasst sind. Die anthropogene Überprägung wird durch den dargestellten Versiegelungsgrad und die Altstandorte bzw. die Ablagerungen hervorgehoben. Flächendeckend liegen die Informationen der BÜK50, der historischen Landnutzung und der Biotoptypenkartierung vor.

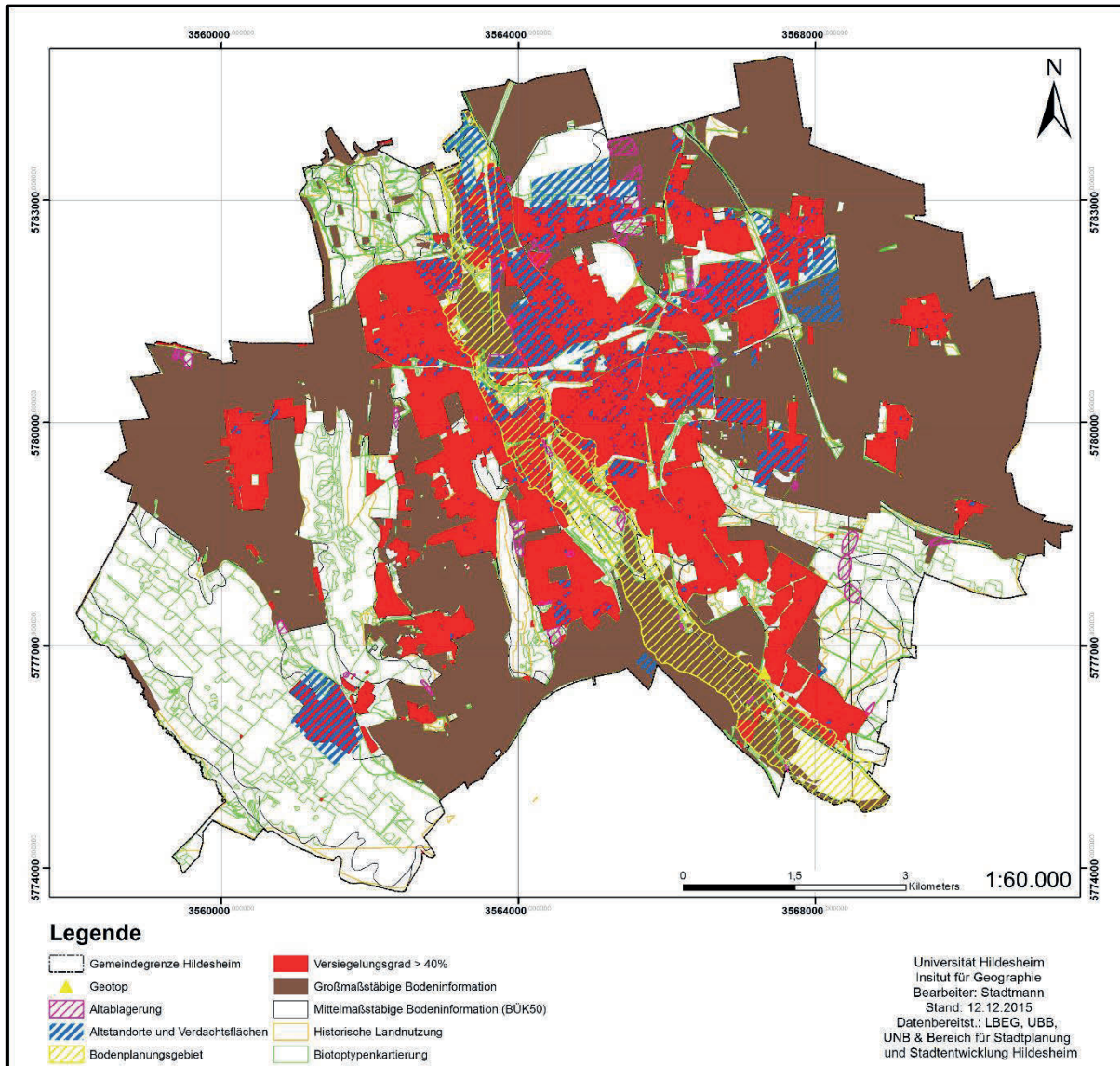


Abb. 7: Entwurf einer Konzeptkarte zur Bodenverbreitung in der Stadt Hildesheim.

Mittels zukünftig aufzunehmender Profilinformationen soll der Entwurf in eine mit Daten unterlegte Konzeptbodenkarte weiter entwickelt werden, welche wiederum als Grundlage für Bodenfunktionsbewertungen dient (STADTMANN et al. 2013: 148).

6.2.2 Pilotstudie

Im Rahmen einer Pilotstudie wurden von DIECK (2015) in ausgewählten Stadtstrukturtypen zahlreiche Bodenprofile aufgenommen, Bohrstocksondierungen vorgenommen sowie Laboruntersuchungen durchgeführt, um eine punktuelle Bestandsaufnahme urbaner Böden vorzunehmen und um Parameter aufzunehmen, die zur Beurteilung von möglichen Ecosystem Services relevant sind. In den drei Stadtstrukturtypen Park- und Grünflächen, Zeilenbebauung, Sport- und freizeitanlagen wurden jeweils im Stadtgebiet verteilt 2 – 3 Teilareale untersucht (Abb. 8).

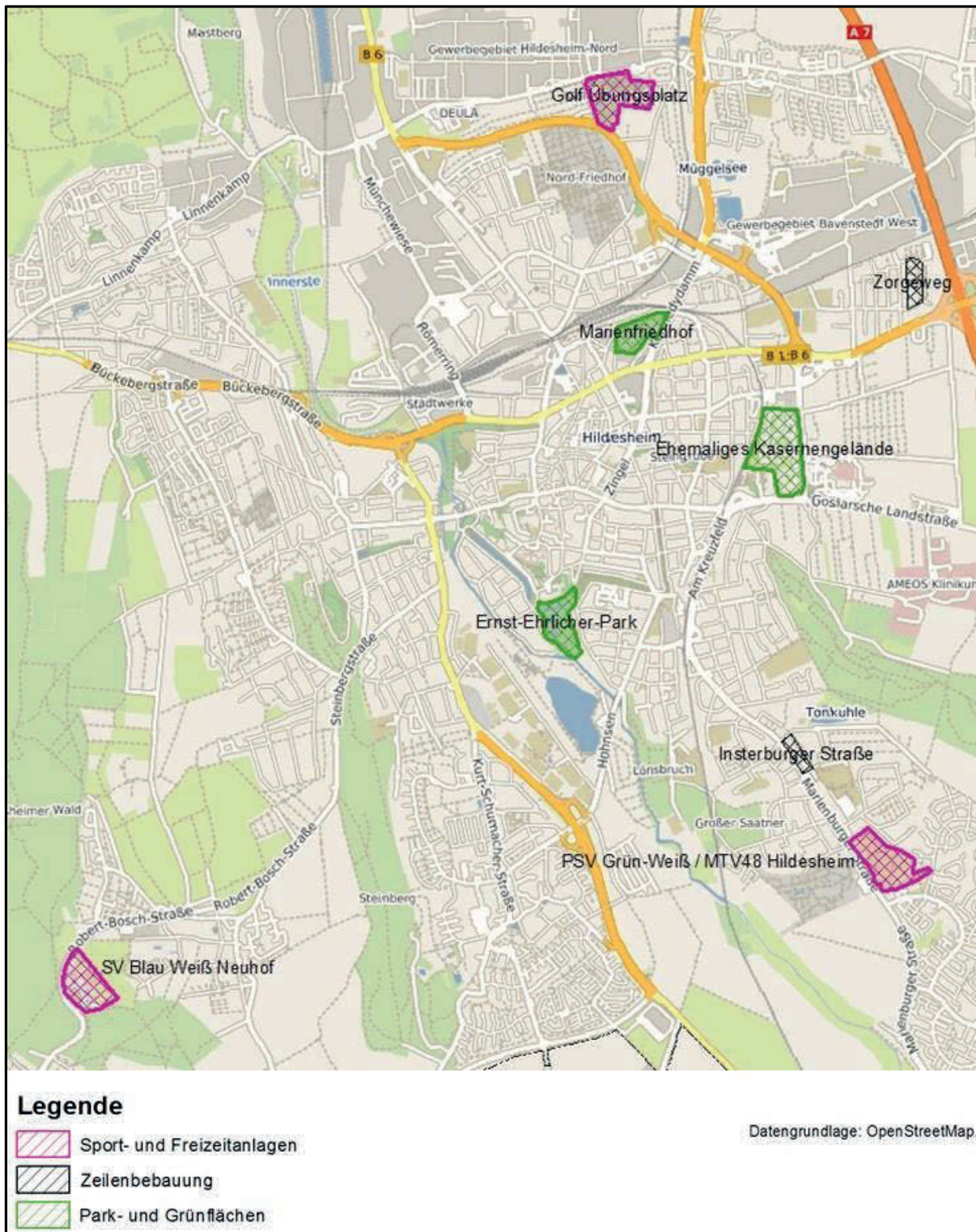


Abb. 8: Lage der Teilareale im Stadtgebiet Hildesheim.

Die Ergebnisse der Feld- und Laborbefunde werden hier nicht dargestellt (dazu siehe Dieck 2015), sondern die aus den Befunden abgeleiteten Erkenntnisse bzgl. der Ecosystem Services (Tab. 8).

Tab. 8: Bereitstellung von Ecosystem Service innerhalb der untersuchten Stadtstrukturtypen.

	Park- und Grünanlagen			Sport- und Freizeitanlagen			Zeilenbebauung	
	Marienfriedhof	Ernst-Ehrlicher-Park	Kasernengebiet	Blau-Weiß Neuhof	Grün-Weiß/MTV	Golf-Übungsplatz	Insterburger Str.	Zorgeweg
Provisioning Services								
Bereitstellung von Nährstoffen	-	-	(+)	(+)	(+)	-	-	-
Bereitstellung von physikal. Infrastruktur; Habitatfunktion	+	+	(+)	(+)	(-)	(+)	+	+
Bereitstellung von Rohstoffen	-	-	(+)	(+)	(+)	-	-	-
Bereitstellung von sauberem Trinkwasser	-	?	-	?	?	?	?	?
Regulating Services								
Verhinderung von Flut/Hochwasser; Abflussregulation	+	(+)	o	+	(+)	-	(+)	(+)
Filterung von Nähr-/Schadstoffen; Abbau von Abfall und Entgiftung	(+)	+	(+)	+	+	-	(+)	(+)
Biologische Kontrolle von Plagen und Krankheiten	?	?	?	?	?	?	?	?
Kohlenstoffspeicherung und Regulierung von Treibhausgasen	+	+	(+)	+	(+)	-	+	(+)
Reduktion von Lärm	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	-	(-)	(+)
Bestäubung und Samenausbreitung	(+)	+	+	+	(+)	+	(-)	(+)
Klimaregulation	+	+	(+)	+	(+)	(-)	(+)	(+)
Erosionsschutz	+	(+)	(-)	(-)	(-)	-	(-)	(-)
Cultural Services								
Kulturelle Identifikation; Information	+	(+)	(+)	(+)	(+)	-	-	-
Quelle ästhetischer Erfahrungen; Ästhetische Werte	+	+	-	-	-	-	(+)	(+)
Spirituelle Bereicherung; Geistige Werte, Historische Information	+	(-)	(+)	-	-	-	-	-
Erholung; Ökotourismus	+	+	+	(+)	(+)	-	+	+
Platz, um die Toten zu begraben	(+)	-	-	-	-	-	-	-
Wissen; Erfahrungsgewinn; Erfahrungsentwicklung	+	(+)	(+)	(+)	(+)	-	-	-
+ Service wird generiert; (+) Service wird nicht in vollem Umfang generiert; o zwischen (+) und (-); (-) Service nur eingeschränkt generiert; - Service nicht vorhanden; ? keine Klärung möglich								

Für den **Stadtstrukturtyp Park- und Grünanlagen** kann festgehalten werden, dass die Bereitstellung von Ecosystem Services prinzipiell als gut zu bewerten ist. Es werden hier durch relativ geringe/geringfügige anthropogene Einflüsse (ausgenommen werden muss hier sicherlich das Kasernengebiet) nahezu sämtliche Ecosystem Services bereitgestellt, die in der Bewertung beachtet wurden. Varianzen ergeben sich zwischen den drei untersuchten Gebieten, sowie in der Bewertung von „ausgeführt“ und

„teilweise/eingeschränkt ausgeführt“. Dies ist dem Umstand geschuldet, dass sich die Flächen in ihrer Zusammensetzung voneinander unterscheiden (vgl. WURSTER & ARTMANN 2014: 454). So ist der Marienfriedhof mit seinem Beitrag zur Bereitstellung von Ecosystem Services innerhalb dieses Stadtstrukturtyps am höchsten zu bewerten. Dies wird gestützt durch seinen kulturellen Wert, aber auch durch vielfache Bereitstellungs- und Regulationsleistungen. Da das natürliche Kapital hier als weitgehend intakt und unverändert angesehen werden kann, ist die Leistungsfähigkeit Ecosystem Services bereitzustellen, sehr hoch. Etwas geringer muss der Ernst-Ehrlicher-Park bewertet werden, da sich innerhalb der (süd)westlichen Randbereiche doch deutliche Unterschiede zur Gesamtfläche ergeben. Hier stellen hohe Wassersättigung und Tongehalte die Einschränkungen des natürlichen Kapitals dar, was dazu führt, dass einige Ecosystem Services nicht voll ausgeführt werden können. Das ehemalige Kasernengebiet ist in seiner Funktionsfähigkeit durch die anthropogene Überprägung deutlich eingeschränkter, als die beiden anderen Flächen. Da es sich hier im Sinne von DOMINATI et al. (2010) eher um aufgebautes, denn natürliches Kapital handelt, muss hier die Bewertung mit Vorsicht vorgenommen werden. Zwar werden viele der gleichen Services generiert, dennoch bleibt offen, in welcher Intensität diese, verglichen mit den überwiegend als natürlich zu bewertenden anderen Flächen, wirksam sind. Durch diese deutliche Veränderung des Ökosystems (des natürlichen Kapitals) kann davon ausgegangen werden, dass hier eine Abwertung/Verschlechterung der Services stattfindet (DOMINATI 2013: 136).

Für den **Stadtstrukturtyp Sport- und Freizeitanlagen** kann festgehalten werden, dass die Bereitstellung von Ecosystem Services überwiegend als gut bewertet werden kann, jedoch in einigen Bereichen Einschränkungen aufweist. Zwar sind auch hier deutliche Unterschiede der einzelnen Untersuchungsgebiete zu verzeichnen, diese allerdings auch aufgrund der natürlichen Lage im Stadtgebiet. Am besten zu bewerten ist innerhalb dieses Stadtstrukturtyps die Sportanlage des Blau-Weiß Neuhof, nicht zuletzt aufgrund ihrer Lage am Waldrand und nicht im engeren (und somit „stärker“ urbanisierten) Stadtgebiet. Somit sind die Flächen (abgesehen von den für Sportzwecke bebauten Flächen) hier als natürlich anzusehen und generieren auch innerhalb des urbanen Umfelds die gleichen Ecosystem Services, wie es natürliche Ökosysteme (außerhalb der Stadt) tun können, da die Anlage des natürlichen Kapitals als weitgehend unverändert bezeichnet werden kann. Etwas eingeschränkter muss die Sportanlage des Grün-Weiß/ MTV-Hildesheim bewertet werden, da der menschliche Einfluss in diesem Gebiet stellenweise zu einer deutlichen Beeinträchtigung des natürlichen Kapitals des Bodens und somit der Ecosystem Services führt. Hier sind beispielsweise oberflächlicher Auftrag von semipermeablen Materialien (Tartanbahn, Tennisplatzasche) oder das Abtragen von („prä-urbanen“) Oberböden und späteres Aufbringen von sandigem Material zum Reliefausgleich anzuführen. Dadurch verändern sich die Eigenschaften des natürlichen Kapitals dieses Ökosystems, es können viele Ecosystem Services zwar noch bereitgestellt werden, doch muss mit einer deutlichen Minderung der Leistung gerechnet werden. Eine deutlich schlechtere Leistung muss für den Golf-Übungsplatz verzeichnet werden. Zwar führen die Umbaumaßnahmen zur Verbesserung einiger Services, da das natürliche Kapital teilweise durch aufgebautes Kapital verändert und ersetzt wird, dafür gehen andere verloren (sog. Trade-off Konflikte; vgl. z.B. SETÄLÄ et al. 2014). Insgesamt ist hier allerdings die Funktionsfähigkeit zur Bereitstellung von Ecosystem Services generell eingeschränkt(er), da starke anthropogene Veränderungen (Abtrag, Aufbringen und Durchmischung von Substraten, Einbringen von „Kulturrelikten“ und schädlichen Substanzen) das natürliche Kapital des Bodens innerhalb dieses Gebiets kennzeichnen. Viele der bereitstellenden und regulierenden Leistungen können nur noch in geringem Umfang, oder stark eingeschränkt generiert werden.

Für den **Stadtstrukturtyp Zeilenbebauung** kann festgehalten werden, dass die Bereitstellung von Ecosystem Services deutlich eingeschränkt ist. Durch bauliche Maßnahmen und der damit einhergehenden Veränderung des Ökosystems (des natürlichen Kapitals des Bodens) können viele Ecosystem Services nicht mehr, oder nur noch eingeschränkt generiert werden. Die Speziesarmut, relativ geringe Anteile organischer Substanz und anthropogen eingebrachte Substrate bewirken, dass beispielsweise Kohlenstoffspeicherung und Filterung von Nähr- und Schadstoffen nur noch in begrenztem Umfang

ausgeübt werden (auch wenn HAASE 2013 für Wohnbereiche die höchsten Werte an Kohlenstoffspeicherung angibt). Da die Gebiete innerhalb dieses Stadtstrukturtyps wohl primär als Wohn- und (in geringerem Umfang auch) als Erholungsorte dienen sollen, können beide Gebiete als sehr ähnlich in der Bereitstellung von Ecosystem Services beschrieben werden, da auch die Pflege und das Management sehr ähnlich sein dürften, so wie es für Wohngebiete mit vielen Parteien üblich ist. Minimal besser kann in diesem Vergleich der Zorgeweg bewertet werden, da hier noch eine geringfügig höhere Speziesdiversität in den Randbereich herrscht, als in der Insterburger Straße. Diese Tatsache ändert allerdings nicht, dass für diesen Stadtstrukturtyp die Bereitstellung von Ecosystem Services als mäßig angesehen wird.

7 Fazit und Ausblick

7.1 Ecosystem Services von Böden in Stadtstrukturtypen

Die Diskussion zeigt, dass die Böden einzelner Stadtstrukturtypen unterschiedliche und unterschiedlich viele Ecosystem Services generieren (können). Somit kann verglichen werden, welcher Stadtstrukturtyp innerhalb des urbanen Raumes die meisten bodenbezogenen Ecosystem Services bereitstellt und somit als „produktivstes“ oder „wertvollstes“ Gebiet bewertet werden kann.

Qualitativ sind mit der Bereitstellung von Ecosystem Services die **Park- und Grünanlagen** an erster Stelle zu nennen. Es ist ersichtlich, dass hier anthropogener Einfluss das natürliche Kapital des Bodens in geringem Umfang verändert hat (und durch Pflegemaßnahmen aktuell auch noch beeinflusst), was diesen Stadtstrukturtypen zu einem relativ natürlichen Ökosystem und „Lieferanten“ für Ecosystem Services macht. Die weitgehende Intaktheit des natürlichen Kapitals des Bodens führt dazu, dass sehr viele der identifizierten Ecosystem Services bereitgestellt werden können. Einschränkend wirken (und das allerdings in jedem Gebiet und jedem Stadtstrukturtypen) die natürlichen Gegebenheiten – die Ausstattung des natürlichen Kapitals – auf die Bereitstellung von Ecosystem Services. Studien zeigen, dass mehr „Grün“ innerhalb eines Gebietes höhere strukturelle Diversität zur Folge hat und so die Bereitstellung von Ecosystem Services steigen kann (WURSTER & ARTMANN 2014: 455). Im Vergleich der Stadtstrukturtypen muss das Kasernengebiet hier mit Vorsicht betrachtet werden und steht in seiner Funktionalität und Ausprägung vielmehr zwischen diesem und dem folgenden Stadtstrukturtypen, als dass es sich als „echte“ Park- und Grünanlage einordnen ließe. Die **Sport- und Freizeitanlagen** generieren ähnlich viele und davon vielfach die gleichen Ecosystem Services wie die Park- und Grünanlagen, jedoch ist durch den menschlichen Einfluss, der in größerem Maße auf das natürliche Kapital wirkt(e), die Bereitstellung einiger Ecosystem Services im Vergleich als eher eingeschränkt/ nicht voll ausgeführt zu bewerten. Hierzu zählen sowohl deutlich größere Bereiche, die (teil)versiegelt und somit aus dem natürlichen Kreislauf herausgenommen sind (CALZOLARI et al. 2016: 195), als auch stärkere Veränderungen innerhalb des Profilaufbaus und damit des natürlichen Kapitals, beispielsweise durch das Einbringen von neuen Substraten. Diese Veränderungen des natürlichen Kapitals führen dazu, dass Ecosystem Services nur eingeschränkt, teilweise auch nicht mehr bereitgestellt werden können. Als „schlechtester“ Stadtstrukturtyp ist nach der Pilotstudie die **Zeilenbebauung** zu nennen. Es wird deutlich, dass der anthropogene Einfluss eine erheblich negative Auswirkung auf die Bereitstellung von Ecosystem Services hat, da natürliches Kapital nicht nur teilweise stark verändert, sondern an manchen Stellen auch verbraucht/ deaktiviert wird. Beispiele dafür sind Versiegelung und Abtrag von „natürlichen“ Horizonten, die durch späteren Auftrag von reliefausgleichenden Substraten ersetzt werden oder die deutlich geringeren Gehalte organischer Substanz. Diese Einflüsse auf das natürliche Kapital des Bodens (nach DOMINATI 2013 könnte hier von Degradation gesprochen werden; vgl. auch Abb. 4) bewirken folglich eine Minderung und/oder Annullierung der bereitzustellenden Ecosystem Services.

Als Schlussfolgerungen können aufgrund der oben diskutierten Ergebnisse für die Stadtstrukturtypen zusammenfassend festgehalten werden:

- Urbane Böden leisten einen erheblichen Beitrag zur Bereitstellung von Ecosystem Services in der Stadt.
- Die Bereitstellung von Ecosystem Services kann, abhängig von der Beeinträchtigung des natürlichen Kapitals des Bodens (der anthropogenen Überprägung), eingeschränkt, aber immer noch möglich sein.
- Relativ natürlich entwickelte Stadtstrukturtypen wie z.B. Park- und Grünanlagen stellen ausgehend von den Ergebnissen der Pilotstudie den für die Bereitstellung von Ecosystem Services „produktivsten“ Typen, gefolgt von Sport- und Freizeitanlagen dar, da das natürliche Kapital des Bodens in weiten Teilen wenig bzw. kaum verändert ist,
- Gering versiegelte Wohnbau-Stadtstrukturtypen wie z.B. die Zeilenbebauung zeigen aufgrund der anthropogenen Beeinflussung deutliche Veränderungen des natürlichen Kapitals und sind daher in der Bereitstellung von Ecosystem Services erheblich eingeschränkter.
- Mit zunehmender anthropogener Beeinflussung/Überprägung (einer möglichen Degradation) des natürlichen Kapitals des Bodens nimmt die Leistungsfähigkeit des Ökosystems (Stadtstrukturtyps), Ecosystem Services zu generieren, ab.
- Bereits geringfügige anthropogene Einflüsse können auf das natürliche Kapital des Bodens eine erhebliche negative Richtungsänderung in der Bereitstellung von Ecosystem Services bewirken kann (beispielsweise durch Verdichtung).
- Gleiches gilt allerdings auch für die positive Richtungsänderung (beispielsweise durch Verbesserung des Nährstoffangebots und daraus resultierende „Aufwertung“ einiger Ecosystem Services).
- Die Bereitstellung einiger Ecosystem Services kann unter Umständen den Verlust oder zumindest eine Einschränkung anderer Services zur Folge haben. Hierfür verantwortlich können sowohl die Anlage des natürlichen Kapitals, aber auch menschlicher Einfluss und folgende Veränderung des natürlichen in „aufgebautes“ Kapital sein.

7.2 Ausblick

Aufbauend auf der Pilotstudie sollen weitere Bodenuntersuchungen in unterschiedlichen Stadtstrukturtypen durchgeführt werden. Zum einen kann damit die Entwicklung der Konzeptbodenkarte vorangetrieben werden, zum anderen kann gleichsam eine qualitative und quantitative Basis für weitere Aussagen zur Bereitstellung von bodenbezogenen Ecosystem Services bilanziert werden. Zum dritten lassen sich daraus flächenbezogene Aussagen zum inner-urbanen Bodenschutz ableiten. Bei genügend Aufnahmen lassen sich schließlich über das Untersuchungsgebiet Hildesheim hinaus zu verallgemeinernde, stadtstrukturtypendifferenzierte Aussagen zur Bereitstellung bodenbezogener Ecosystem Services ableiten.

Für Provisioning und Regulating Services wurden aus Tab. 3 und Tab. 4 standardisiert messbare Kenngrößen abgeleitet. Für Cultural Services wurde aufgezeigt, welche Kenngrößen diese beschreiben können. Deren Messbarkeit ist weiter zu diskutieren.

Literatur

- AD-HOC-AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- AK STADTBÖDEN (ARBEITSKREIS STADTBÖDEN DER DT. BODENK. GES.) (1996): Urbaner Bodenschutz. Berlin.
- AMOSSÉ, J., LE BAYON, R.-C. & J.-M. GOBAT (2015): Are urban soils similar to natural soils of river valleys? – In: Journal of Soils and Sediments 15(8): 1716-1724.

- AITKENHEAD-PETERSON, J.A., STEELE, M.K. & A. VOLDER (2010): Services in Natural and Human Dominated Ecosystems. – In: AITKENHEAD-PETERSON, J. & A. VOLDER [Eds.] (2010): *Agronomy Monograph 55. Urban Ecosystem Ecology*. Madison: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. S. 373-390.
- ANDERSSON, E., TENGÖ, M., MCPHEARSON, T. & P. KREMER (2015): Cultural Ecosystem Services as a gateway for improving urban sustainability. – In: *Ecosystem Services 16*: 165-168.
- BASTIAN, O., GRUNEWALD, K. & R.-U. SYRBE (2013): Klassifikation von ÖSD. – In: GRUNEWALD, K., & O. BASTIAN [Hrsg.] (2013): *Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag. S. 48-55.
- BASTIAN, O., HAASE, D. & K. GRUNEWALD (2012): Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. - In: *Ecological Indicators 21*: 7-16.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.-M., THIELE-BRUHN, S. & G. WELP [Hrsg.] (2010): Scheffer/Schachtschabel. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- BLUME, H.-P. & J. LAMP (2004): Böden als Landschaftssegmente. – In: BLUME, H.-P. [Hrsg.] (2004): *Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*. Landsberg am Lech: ecomed. S. 59-69.
- BOLUND, P. & S. HUNHAMMAR (1999): Ecosystem services in urban areas. – In: *Ecological Economics 29*: 293-301.
- BOYD, J. & S. BANZHAF (2006): *What are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units*. Washington: Resources for the Future.
- BREUSTE, J., HAASE, D., PAULEIT, S. & M. SAUERWEIN (2016): *Stadtökosysteme: Funktion, Management und Entwicklung*. Heidelberg: Springer.
- CALZOLARI, C., UNGARO, F., FILIPPI, N., GUERMANDI, M., MALUCELLI, F., MARCHI, N., STAFFILANI, F. & P. TAROCCO (2016): A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. – In: *Geoderma 261*: 190-203.
- COSTANZA, R., DE GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S.J., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S. & R.K. TURNER (2014): Changes in the global value of ecosystem services. – In: *Global Environmental Change 26*: 152-158.
- COSTANZA, R., KUBISZEWSKI, I., ERVIN, D., BLUFFSTONE, R., BOYD, J., BROWN, D., CHANG, H., DUJON, V., GRANEK, E., POLASKY, S., SHANDAS, V. & A. YEAKLEY (2011): Valuing ecological systems and services. – In: *F1000Reports Biology*. <<http://f1000.com/reports/b/3/14>> (Stand: 2011) (Zugriff: 06/2015).
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASHIN, R.G., SUTTON, P. & M. VAN DEN BELT (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. – In: *Nature 387*(15): 253-260.
- COSTANZA (2008): Ecosystem Services: Multiple classification systems are needed. – In: *Biological Conservation 141*: 350-352.
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A. & R.M.J. BOUMANS (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. – In: *Ecological Economics 41*: 393-408.
- DELGADO, L.E. & V.H. MARIN (2015): Ecosystem services: Where on earth? – In: *Ecosystem Services 14*: 24-26.
- DIECK, J.-P. (2015): *Urbane Böden innerstädtischer Freiflächen und ihre Bedeutung für Ecosystem Services am Beispiel Hildesheim*. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröff.).
- DOMINATI, E.J. (2013): *Natural Capital and Ecosystem Services of Soils*. - In: DYMOND, J.R. [Ed.] (2013): *Ecosystem Services in New Zealand – conditions and trends*. Lincoln: Manaaki Whenua Press.
- DOMINATI, E., ROBINSON, D.A., MARCHANT, S.C., BRISTOW, K.L. & A.D. MACKAY (2014): *Natural Capital, Ecological Infrastructure, and Ecosystem Services in Agroecosystems*. – In: VAN ALFEN, N.K. [Ed.] (2014): *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*. New York, u.a.: Academic Press.

- DOMINATI, E., PATTERSON, M., MACKAY, A. (2010): A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. – In: *Ecological Economics* 69: 1858-1868.
- ELMQVIST, T., SETÄLÄ, H., HANDEL, S.N., VAN DER PLOEG, S., ARONSON, J., BLIGNAUT, J.N., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., NOWAK, D.J., KRONENBERG, J. & R. DE GROOT (2015): Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. – In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 101-108.
- EFFLAND, W.R. & R.V. POUYAT (1997): The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. - In: *Urban Ecosystems* 1: 217-228.
- FISHER, B., TURNER, R.K. & P. MORLING (2009): Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. – In: *Ecological Economics* 68(3): 643-653
- FISHER, B. & R.K. TURNER (2008): Ecosystem Services: Classification for valuation. – In: *Biological Conservation* 141(5): 1167-1169
- FRIELINGHAUS, M., BLUME, H.-P., HÖKE, S., LEHMANN, A. & J. SCHNEIDER (2010): Boden des Jahres 2010 sind die Stadtböden. - In: *Berliner Geographische Arbeiten* 117: 6-8.
- GHALEY, B.B., PORTER, J.R. & H.S. SANDHU (2014): Soil-based ecosystem services: a synthesis of nutrient cycling and carbon sequestration assessment methods. – In: *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10(3): 177-186.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E., GREN, A., BARTON, D.N., LANGEMEYER, J., MCPHEARSON, T., O'FARRELL, P., ANDERSSON, E., HAMSTEAD, Z. & P. KREMER (2013): Urban Ecosystem Services. – In: ELMQVIST, T., FRAGKIAS, M., GOONESS, J., GÜNERALP, B., MARCOTULLIO, P.J., McDONALD R.I., PARNELL, S., SCHEWENIUS, M., SENDSTAD, M., SETO, K.C. & C. WILKINSON [Eds.] (2013): *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. A Global Assessment*. Heidelberg, New York, London: Springer Verlag. S. 175-250.
- GREINERT, A. (2015): The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. – In: *Journal of Soils and Sediments* 15(8): 1725-1737.
- GRUNEWALD, K. & O. BASTIAN (2013): Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) – mehr als ein Modewort? – In: GRUNEWALD, K., & O. BASTIAN [Hrsg.] (2013): *Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag. S. 1-11
- HAASE, D. (2013): Urbane Ökosystemdienstleistungen – das Beispiel Leipzig. – In: Grunewald, K., & O. Bastian [Hrsg.] (2013): *Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag. S. 232-239.
- HAASE, D., LARONDELLE, N., ANDERSSON, E., ARTMANN, M., BORGSTRÖM, S., BREUSTE, J., GOMEZ-BAGGETHUN, E., GREN, A., HAMSTEAD, Z., HANSEN, R., KABISCH, N., KREMER, P., LANGEMEYER, J., RALL, E.L., MCPHEARSON, T., PAULEIT, S., QURESHI, S., SCHWARZ, N., VOIGT, A., WURSTER, D. & T. ELMQVIST (2014): A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation. - In: *AMBIO* 43: 413-433.
- HAINES-YOUNG, R. & M. POTSCHEIN (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. Nottingham: University of Nottingham. <www.cices.eu> (Stand: 2013) (Zugriff: 06/2015).
- HAINES-YOUNG, R. & M. POTSCHEIN (2009): Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Final Report. Nottingham: Joint Nature Conservation Committee.
- HELMES, T. (2004): Urbane Böden. Genese, Eigenschaften und räumliche Verteilungsmuster – Eine Untersuchung im Stadtgebiet Saarbrücken. Diss. Universität des Saarlandes.
- HEWITT, AL. DOMINATI, E., WEBB, T. & T. CUTHILL (2015): Soil natural capital quantification by the stock adequacy method. – In: *Geoderma* 241-242: 107-114.
- HÖKE, S., ROLF, M., VON DRESSLER, H., FÜCK, F. & J. SCHNEIDER (2010): Kennwertermittlung für Böden mit technogenen Substraten zur Bewertung als Pflanzenstandort. – In: *Die Bodenkultur* 61(2): 35-45.
- LANGEMEYER, J., BARÓ, F., ROEBELING, P. & E. GÓMEZ-BAGGETHUN (2015): Constrasting values of cultural ecosystem services in urban areas: The case of park Montjuic in Barcelona. – In: *Ecosystem Services* 12: 178-186.

- LA ROSA, D., SPYRA, M. & L. INOSTROZA (2015): Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. – In: *Ecological Indicators* IN PRESS.
- LAUF, S., HAASE, D. & B. KLEINSCHMIT (2014): Linkages between ecosystem services provisioning, urban growth and shrinkage – A model approach assessing ecosystem service trade-offs. – In: *Ecological Indicators* 42: 73-94.
- LEHMANN, A. (2006): Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). - In: *International Agrophysics* 20: 129-134.
- LEHMANN, A. & K. STAHR (2007): Nature and Significance of Anthropogenic Urban Soils. - In: *Journal of Soils and Sediments* 7(4): 247-260.
- LOFT, L. & A. LUX (2010): *Ecosystem Services – Eine Einführung*. Knowledge Flow Paper Nr. 6. Frankfurt a.M.: BiKF (Biodiversität und Klima Forschungszentrum).
- LORENZ, K., PRESTON, C.M. & E. KANDELER (2006): Soil organic matter in urban soils: Estimation of elemental carbon by thermal oxidation and characterization of organic matter by solid-state ¹³C nuclear magnetic resonance (NMR) spectroscopy. – In: *Geoderma* 130: 312-323.
- MEUSER, H. (1996): Ein Bestimmungsschlüssel für natürliche und technogene Substrate in Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. *Ztschr. Pflanzenern.*, 159, 305-312.
- MEUSER, H. & H.-P. BLUME (2004): Anthropogene Böden. – In: Blume, H.-P. [Hrsg.] (2004): *Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*. Landsberg am Lech: ecomed. S. 573-592.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA) (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington DC: World Resources Institute.
- MOREL, J.-L., CHENU, C. & K. LORENZ (2015): Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). – In: *Journal of Soils and Sediments* 15(8): 1659-1666.
- MOREL, J.-L. & A.B. HEINRICH (2008): SUITMA—soils in urban, industrial, traffic, mining and military areas. An interdisciplinary working group of the 'International Union of Soil Science' (IUSS) dedicated to soils strongly modified by human activities. - In: *Journal of Soils and Sediments* 8(4): 206-207.
- NORRA, S. & D. STÜBEN (2003): Global Soils: Germany. Urban Soils. - In: *Journal of Soils and Sediments* 3(4): 230-233.
- OPEN STREET MAP (2015): WMS-Layer <<http://ows.terrestris.de/osm/service?>> (Stand: 2015) (Zugriff: 09/2015).
- PAVAO-ZUCKERMAN, M.A. (2012): Urbanization, Soils, and Ecosystem Services. – In: Wall, D.H. [Ed.] (2012): *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford: Oxford University Press. S.270-281.
- PAVAO-ZUCKERMAN, M.A. (2008): The Nature of Urban Soils and Their Role in Ecological Restoration in Cities. - In: *Restoration Ecology* 16(4): 642-649.
- PICKETT, S.T.A., CADENASSO, M.L., GROVE, J.M., BOONE, C.G., GROFFMAN, P.M., IRWIN, E., KAUSHAL, S., MARSHALL, V., MCGRATH, B.P., NILON, C.H., POUYAT, R.V., SZLAVECZ, K., TROY, A. & P. WARREN (2011): Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. – In: *Journal of Environmental Management* 92: 331-362.
- POTSCHIN, M.B. & R.H. HAINES-YOUNG (2011): Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. - In: *Progress in Physical Geography* 35(5): 575-594.
- POUYAT, R.V., SZLAVECZ, K., YESILONIS, I.D., GROFFMAN, P.M. & K. SCHWARZ (2010): Chemical, Physical, and Biological Characteristics of Urban Soils. – In: AITKENHEAD-PETERSON, J. & A. VOLDER [Eds.] (2010): *Agronomy Monograph 55. Urban Ecosystem Ecology*. Madison: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. S.: 119-152.
- ROBINSON, D.A., HOCKLEY, N., DOMINATI, E., LEBRON, I., SCOW, K.M., REYNOLDS, B., EMMETT, B.A., KEITH, A.M., DE JONGE, L.W., SCHJONNING, P., MOLDRUP, P., JONES, S.B. & M. TULLER (2012): Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystem Approach. – In: *Vadose Zone Journal* 11(1): 1-11.

- ROBINSON, D.A., HOCKLEY, N., COOPER, D.M., EMMET, B.A., KEITH, A.M., LEBRON, I., REYNOLDS, B., TIPPING, E., TYE, A.M., WATTS, C.W., WHALLEY, W.R., BLACK, H.I.J., WARREN, G.P. & J.S. ROBINSON (2013a): Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. – In: *Soil Biology and Biochemistry* 57: 1023-1033.
- ROBINSON, D.A., JACKSON, B.M., CLOTHIER, B.E., DOMINATI, E., MARCHANT, S.C., COOPER, D.M., BRISTOW, K.L. (2013b): Advances in Soil Ecosystem Services: Concepts, Models, and Applications for Earth System Life Support. – In: *VadoseZoneJournal* 12(4): 1-13.
- ROBINSON, D.A., LEBRON, I., REYNOLDS, B. & HOCKLEY, N. HOCKLEY (2010): What are Ecosystem Services and Natural Capital, and how does this apply to Soil Science? Conference Proceedings, 1st International Conference and Exploratory Workshop on Soil Architecture and Physico-Chemical Functions “CESAR”.
- SAMARASINGHE, Q., GREENHALGH, S. & E.-T. VESELY (2013): Looking at Soils through the Natural Capital and Ecosystem Services Lens. Landcar Research Science Series No. 41. Lincoln: Manaaki Whenua Press.
- SAUERWEIN, M. (2006): Urbane Bodenlandschaften – Eigenschaften, Funktionen und Stoffhaushalt der siedlungsbeeinflussten Pedosphäre im Geoökosystem. Habil. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- SAUERWEIN, M. (2011): Urban Soils. In: NIEMELÄ, J. (Ed.): *Urban Ecology. Patterns, Processes and Applications*. Oxford University Press. 45 – 58.
- SAUERWEIN, M. & TH. SCHOLTEN (2011²): Anthropogene Böden. In: Gebhardt, H., Glaser, R., Radtke, U. & P. Reuber (Ed.): *Geographie*. Spektrum. S. 396-397.
- SETÄLÄ, H., BARDGETT, R.D., BIRKHOFFER, K., BRADY, M., BYRNE, L., DE RUITER, P.C., DE VRIES, F.T., GARDI, C., HEDLUND, K., HEMERIK, L., HOTES, S., LIIRI, M., MORTIMER, S.R., PAVAO-ZUCKERMAN, M., POUYAT, R., TSIAFOULI, M. & W.H. VAN DER PUTTEN (2014): Urban and agricultural soils: conflicts and trade-offs in the optimization of ecosystem services. - In: *Urban Ecosystems* 17: 239-253.
- STADT HILDESHEIM (2010): Vorentwurf Landschaftsrahmenplan Stadt Hildesheim Teil I: Grundlagen. Hildesheim: Stadt Hildesheim.
- STADTMANN, R., ENGEL, N. & M. SAUERWEIN (2013): Urbane Bodenfunktionsbewertung am Beispiel der Stadt Hildesheim. *Geoöko*, 34, 135 – 176.
- STADTMANN, R. (2011): Bodenfunktionsbewertung in urbanen Räumen am Beispiel der Stadt Hildesheim. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröff.).
- THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB) (2010): Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – Eine Synthese. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- VASENEV, V.I., STORVOGEL, J.J., VASENEV, I.I. & R. VALENTINI (2014): How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? – In: *Geoderma* 229-227: 103-115.
- WURSTER, D. & M. ARTMANN (2014): Development of a Concept for Non-monetary Assessment of Urban Ecosystem Services at the Site Level. – In: *AMBIO* 43: 454-465.

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. Martin Sauerwein
Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31134 Hildesheim
martin.sauerwein@uni-hildesheim.de

B.Sc. Jan-Philip Dieck
Am Reihpiepenfelde 13
D-30455 Hannover
jan-philip.dieck@web.de

M.Sc. Robin Stadtmann
Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim
robin.stadtmann@uni-hildesheim.de

Ursachen der Nitratbelastung des Grundwassers im Raum Hannover/Hildesheim

Martin Sauerwein, Julia Jaquemotte & Lars Germershausen

Zusammenfassung

Besonders in Regionen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung sind häufig erhöhte Nitratgehalte im Grundwasser zu verzeichnen. Die Landnutzung stellt aber nicht den einzigen Einflussfaktor dar, der sich auf die Nitratkonzentrationen im Grundwasser auswirkt. Anhand statistischer Analysen sollen Gesetzmäßigkeiten zwischen den Nitratgehalten im Grundwasser und den Steuergrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat erfasst werden, mit dem Ziel, Ursachen für die Nitratbelastungen im Grundwasser bewerten zu können. Die Datengrundlage bilden Ergebnisse von Nitratmessungen des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz (NLWKN) aus dem Jahr 2014. Der Zuständigkeitsbereich der NLWKN-Betriebsstelle Hannover/Hildesheim stellt das Untersuchungsgebiet dar.

Die Auswertungen deskriptiver Statistik, Kruskal-Wallis-Tests und Clusteranalysen ergaben für das Substrat die höchsten Nitratgehalte in grob- bis mittelkörnigen Sanden mit abnehmenden Nitratkonzentrationen bei abnehmender Korngröße. Abweichungen in Talsanden können sich durch den Einfluss anderer Steuergrößen ergeben. Bezogen auf die Betrachtung der Bodentypen wurden die höchsten Nitratgehalte im Grundwasser unter Braunerden gemessen. Ein Einfluss der Landnutzung ist nicht auszuschließen. Geringere Nitratgehalte wurden unter Gleyen, Pseudogleyen und Moorböden verzeichnet. In diesen Böden ist durch den Grund- und Stauwassereinfluss von einem erhöhten Denitrifikationspotenzial auszugehen. Die Landnutzungsform mit den höchsten Nitratkonzentrationen im Grundwasser bildet das Ackerland. Eine eindeutige Abgrenzung von Nutzungsformen gestaltete sich allerdings schwierig.

Alle drei untersuchten Einflussgrößen weisen einen signifikanten Einfluss auf die Nitratgehalte im Grundwasser auf. Welche Steuergröße dabei den größten Einfluss ausübt, kann anhand der vorliegenden Ergebnisse aber nicht nachvollzogen werden. Für eine detailliertere Bewertung der Landnutzung bedarf es weiterer Informationen zu räumlichen und zeitlichen Veränderungen der unterschiedlichen Nutzungsformen (z.B. Acker, Brache, Grünland, etc.).

Schlüsselwörter: Nitratbelastung, Grundwasser, Landnutzung, Hannover, Hildesheim

Summary

Particularly in regions with intensive agricultural use often elevated nitrate levels in groundwater are recorded. However, the land use does not represent the only factor that affects the nitrate concentrations in groundwater. Based on statistical analysis regularities between the nitrate contents in the groundwater and the control variables land use, soil type and substrate to be covered, with the aim to assess the causes of nitrate pollution in groundwater. The database consists of results of nitrate measurements of the Lower Saxony State Office for Water Management, Coastal and Conservation (NLWKN) from the year 2014. The competence of the NLWKN operating point Hannover / Hildesheim represents the study area.

The evaluations descriptive statistics, Kruskal-Wallis test and cluster analysis revealed for the substrate, the highest nitrate levels in coarse to medium grained sands with decreasing nitrate concentrations with decreasing grain size. Deviations in "valley-sands" may result from the influence of other

control variables. Based on the consideration of soil types, the highest nitrate levels were measured in groundwater under brown soils. An influence of land use cannot be excluded. Lower nitrate levels were recorded under gleys, "pseudo-gleys" and peat soils. These soils can be assumed by the groundwater and tail water influence of an increased potential of denitrification. The form of land use with the highest concentrations of nitrate in groundwater is the farmland. A clear distinction of land-use, however, was difficult.

All three investigated factors have a significant impact on the levels of nitrate in groundwater. But based on the present results it cannot be traced, which control variable thereby has the greatest impact. For a more detailed evaluation of land use, it requires further information on spatial and temporal changes of the different forms of use (for example fields, fallow, grassland, etc.).

Keywords: nitrate pollution, groundwater, land use, Hannover, Hildesheim

1 Einführung

Hohe Nitratgehalte im Grundwasser sind heute eines der wesentlichen Probleme, die durch die Regierung im Rahmen einer sicheren Trinkwasserversorgung angegangen werden müssen. Dabei wird insbesondere die intensive landwirtschaftliche Nutzung von Ackerland für die erhöhten Nitratreinträge in die Grundwasserzone verantwortlich gemacht (BLUME et al. 2010:412; s.a. LESON & WISOTZKY 2012). Schon seit Jahren werden unterschiedliche organische sowie mineralische Düngemittel eingesetzt, um Nährstoffe wie Nitrat in ausreichenden Mengen für angebaute Kulturen verfügbar zu machen. Die Erträge konnten dadurch seit dem 19. Jahrhundert um das 10-fache erhöht werden und sind Grundvoraussetzung für eine sichere Lebensmittelversorgung (BLIEFERT 2002:340 ff.). Dabei erfolgt die Aufnahme des Stickstoffes durch die Pflanzen vor allem in Form von Nitrat, welches leicht löslich ist und daher bei Überangebot schnell ausgewaschen wird und ins Grundwasser gelangen kann (BLUME et al. 2010:404). Seit Erlass der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 werden mithilfe eines ausgebauten Überwachungsnetzes in Deutschland die Nitratgehalte in der gesättigten Bodenzone regelmäßig erfasst (SCHÄFER et al. 2007:7). Die Qualitätsnorm (Grenzwert) für die Nitratgehalte im Grundwasser wurde auf 50mg/l festgelegt. Mittlerweile haben Maßnahmen gemäß EG-Nitratrichtlinie bereits zu einem stetigen Rückgang der Nitratkonzentrationen im Grundwasser in Deutschland geführt (BMUB 2012:30). Diese beziehen sich insbesondere auf die Regulierung von Düngemittelausbringung, beispielsweise über die Düngemittelverordnung (s. DüMV 2012), was die Hypothese stützt, dass die Landnutzung den wesentlichen Einflussfaktor für die Nitratgehalte im Grundwasser darstellt (s.a. BMUB 2012:37 f.; JANKOWSKI 2012:179 f.). Im Allgemeinen spielen die Faktoren Klima, Boden und Landnutzung eine Rolle für Nitratbelastungen im Grundwasser (RENGER 2002:2), wobei letztere beiden im Folgenden näher betrachtet werden sollen.

Ziel ist, die Signifikanz der Einflussgrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat statistisch zu erfassen sowie Zusammenhänge und auftretende Merkmalskombinationen aufzudecken. Dies soll die Hypothese stützen, dass die Art der anthropogenen Landnutzung wesentlich für die Nitratbelastungen des Grundwassers verantwortlich ist (s. hierzu SCHÄFER et al. 2007; PAMPERIN 2002:3). Der Boden als Puffer zwischen der Landnutzungs- und Grundwasserzone stellt ebenfalls eine wichtige Steuergröße dar. Dabei soll im Folgenden die Unterscheidung des Einflussfaktors Bodentyp zum Substrat erfolgen. Nach RENGER 2002 ist die Nitratverlagerung dabei „[...] in erster Linie von der Höhe der Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung und dem Wassergehalt bei Feldkapazität abhängig.“ (RENGER 2002:2). Andere im Boden stattfindende chemische Prozesse, die für ein mögliches Nitratrückhaltevermögen verantwortlich sind, sind dagegen schwer zu quantifizieren und variieren örtlich abhängig vom Bodentyp sowie standörtlichen Bedingungen (BLUME et al. 2010:410 f.). Da die nutzbare Feldkapazität maßgeblich vom Ausgangsgestein beeinflusst wird (RENGER 2002:9), liegt die Vermutung nahe, dass das Substrat einen entscheidenderen Einflussfaktor als der Bodentyp darstellt.

Aus diesen Überlegungen ergeben sich folgende Hypothesen:

1. Die Landnutzung ist der signifikante Parameter für die Nitratgehalte im Grundwasser.
2. Die höchsten Nitratgehalte werden in landwirtschaftlich geprägten Gebieten gemessen.
3. Gegenüber der Einflussnahme des Substrats spielt der Einfluss des Bodentyps eine untergeordnete Rolle.
4. Größte Nitratgehalte bestehen in Grundwässern sandiger sowie kiesiger Substrate.
5. Feinkörnige Substrate weisen eine Schutzfunktion gegenüber dem Grundwasser auf.

Diese sollen anhand von statistischen Analysen mithilfe des vorliegenden Datenmaterials verifiziert oder falsifiziert werden. Die Datengrundlage ergibt sich dabei aus Messdaten der Betriebsstelle Hannover/Hildesheim des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

2 Der Einfluss von Substrat und Bodentyp auf die Nitratverlagerung in Grundwässer

Stickstoff ist im Boden ein wesentlicher Bestandteil pflanzlicher Nährstoffe und damit essentiell für das Vegetationswachstum. Im Bereich des Kulturbaus kann dieser Nährstoff den Ertrag limitieren, woraus der Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft resultiert (BLUME et al. 2010:401). Zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit werden Wirtschaftsdünger (tierische Ausscheidungen) und Mineraldünger, in denen der Stickstoff als Ammonium (NH_4^+) oder als Nitrat (NO_3^-) vorliegt, auf die entsprechenden Flächen aufgebracht. Diese stellen die pflanzenverfügbaren Verbindungen des Stickstoffes dar (WISOTZKY 2011:261).

Das anfallende Nitrat (NO_3^-) ist sehr gut wasserlöslich und kann dadurch über das Sickerwasser ins Grundwasser eingetragen werden (KUNTZE et al. 1994:206). Aus diesem Grund spielt die Menge des anfallenden Sickerwassers, die maßgeblich von der anfallenden Niederschlagsmenge mit bestimmt wird, eine Rolle beim Eintrag von Nitrat ins Grundwasser (KUNTZE et al. 1994:206). Daneben können Denitrifikationsprozesse sowie andere mikrobielle Umwandlungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone ablaufen, die einen Austrag der Stickstoffverbindungen verhindern. Im Wesentlichen bestimmen das Ausmaß der NH_4^+ -Fixierung sowie Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse das Angebot an mobilem Stickstoff im Boden (s. BLUME et al. 2010). Abb. 1 vermittelt einen Überblick über wesentliche Reaktionsabläufe und Umwandlungsprozesse des Stickstoffes im Boden.

Der Einfluss des Substrats sowie des Bodentyps auf die im Grundwasser anfallende Menge an Nitrat ergibt sich aus der Bodenart sowie ihrer -schichtung, dem Stickstoffvorrat, dem Mineralisationsvermögen und dem Grundwasserflurabstand (RENGER 2002:21). In welchem Maße diese Parameter wirken, soll anhand von Bodentyp und Substrat abgeschätzt werden. Insbesondere die Grundwasserneubildung bestimmt dabei die Nitratverlagerung im Boden (KUNTZE et al. 1994:206; RENGER 2002:2). Dabei nehmen Sickerwasserraten im Allgemeinen mit zunehmender Korngröße zu (WOHLRAB et al. 1992:98). Während in schluffig/lehmigen Böden beispielsweise in Geschiebemergel- und Lössgebieten NO_3^- auch über einen längeren Zeitraum (bspw. über die Wintermonate) zurückgehalten werden kann, weisen sandige Böden hohe Grundwasserneubildungsraten auf, wodurch das NO_3^- relativ schnell ins Grundwasser gelangt (BLUME et al. 2010:410). Nähere Erläuterungen zu den dabei im Wesentlichen wirkenden Kräften sind in der einschlägigen Literatur zur Bodenphysik zu finden (z.B. BACHMANN et al. 2014; BLUME et al. 2010). Andere chemische Prozesse, wie Denitrifikationsvorgänge, bei denen überschüssiges Nitrat zu Stickstoffoxid und elementarem Stickstoff umgewandelt wird, sowie die Mineralisation von NH_4^+ , lassen sich dagegen schwer abschätzen. Eine Fixierung von Stickstoff erfolgt dabei überwiegend an Tonmineralen lehmiger wie toniger Böden (BLUME et al. 2010:403). Nach WIENHAUS et al. 2008 kann davon ausgegangen werden, dass Mineralisationsprozesse langfristig die Stickstoff-Bilanz nicht beeinflussen, da sich Fixierungs- und Mobilisationsprozesse über die Zeit ausgleichen (Ausnahme: Änderung der anthropogenen Landnutzung). Demgegenüber wirke sich das Denitrifikationspotenzial deutlicher auf die im Boden vorhandene Nitratmenge aus (WIENHAUS et al. 2008:7). Die

Abschätzung solcher Potenziale ist in der Bodenzone deutlich leichter, als im Grundwasserleiter selbst (NLWKN 2012:2). So steigt das Denitrifikationspotenzial mit zunehmendem Humus- und Schwefelgehalt sowie dem Einfluss temporärer Nässe (Grund- und Stauwassereinfluss) (WIENHAUS et al. 2008:15; s.a. SCHÄFER et al. 2007:25). Zudem sollte ein geeignetes Reduktionsmittel vorliegen, wie beispielsweise Eisen-Verbindungen (WISOTZKY 2011:262).

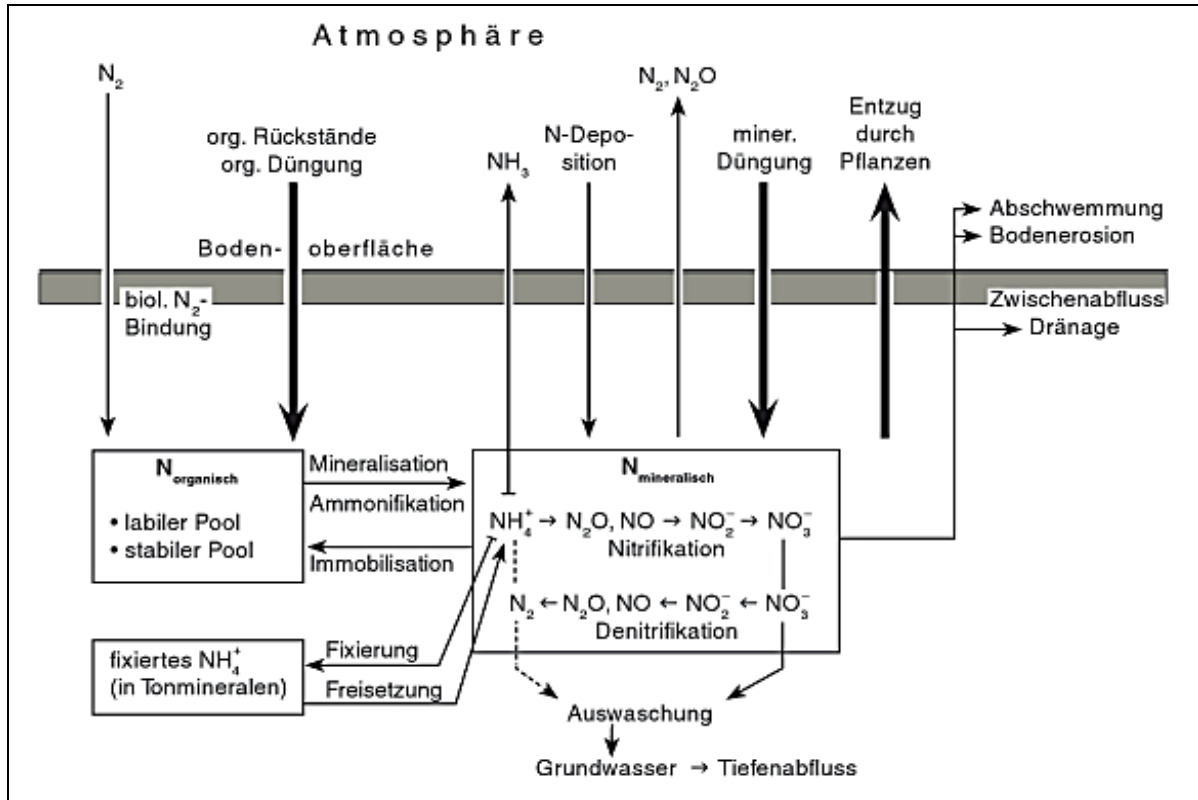


Abb. 1: Stickstoffkreislauf mit beteiligten Prozessen und Pools (BLUME et al. 2010:402).

Neben den genannten Faktoren spielt auch die Vegetationsdecke, die in Wechselwirkung zu den standörtlichen Bodenverhältnissen steht, eine Rolle für die Sickerwasserraten (WOHLRAB et al. 1992:91). Nach RENGER 2002 nimmt dabei die Tiefenversickerung bei konstanten Boden- und Klimaverhältnissen in Abhängigkeit von der Vegetation wie folgt ab: Ackerland, Grünland, Nadelwald (RENGER 2002:4). Zudem bestimmt die Art der Landnutzung die Menge des im Boden vorhandenen Stickstoffes maßgeblich. So kommt es insbesondere dann zur Mobilisierung, wenn die Menge des anfallenden NO₃⁻ den Bedarf der standörtlichen Vegetation übersteigt (BLUME et al. 2010:407).

Auch die Witterungsverhältnisse spielen im Hinblick auf die Menge des anfallenden Niederschlags eine Rolle für die Sickerwasserraten im Boden (RENGER 2002:3). Diese bleiben unberücksichtigt, da im Untersuchungsgebiet keine große Varianz zu verzeichnen ist.

3 Untersuchungsgebiet Hannover/Hildesheim

Der Untersuchungsraum ergibt sich aus dem Zuständigkeitsbereich der Betriebsstelle Hannover/Hildesheim des NLWKNs. Das Gebiet ist Teil der Altmoränenlandschaft des Norddeutschen Tieflandes sowie des norddeutschen Berglandes (LIEDTKE & MARCINEK 2002). Die Messstellen des Untersuchungsgebietes liegen zum großen Teil in der Region Hannover sowie den Landkreisen Schaumburg, Hameln-Pyrmont, Holzminden und Hildesheim und verteilen sich über eine Fläche von circa 5 670 km². Zum Teil liegen im Norden wenige Messstellen im Landkreis Celle und im Heidekreis (s. Abb. 2).

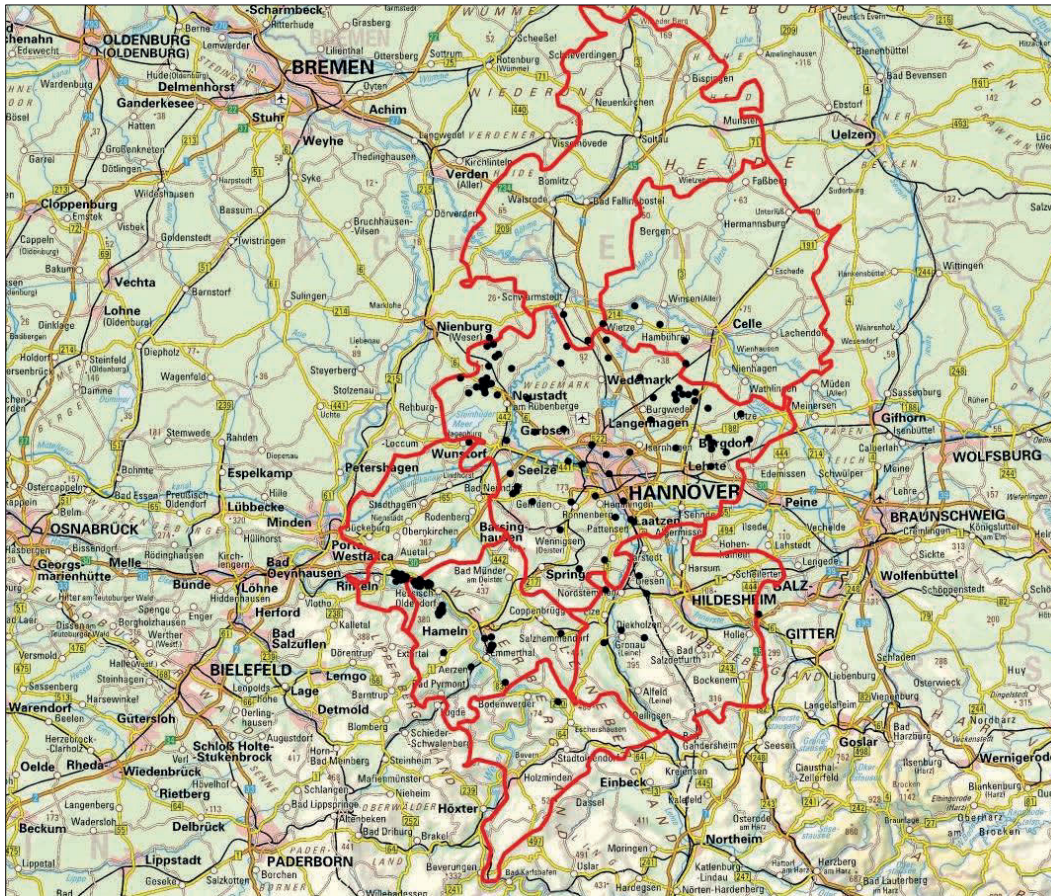


Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebietes (Daten: BKG 2013).

3.1 Hydrogeologie

Das Norddeutsche Tiefland zeichnet sich durch ein flachwelliges, geomorphologisch einheitliches Relief aus, welches sich aus einer Decke quartärer Lockersedimente aufbaut (HENNINGSEN 1981:97). Den größten Teil der abgelagerten Sedimente bildet das Geschiebe, welches aus sandigen und lehmigen Sedimenten sowie größeren Gesteinsbrocken besteht (HEUNISCH et al. 2007:60). Das niedersächsische Bergland baut sich dagegen insbesondere aus mesozoischem Festgestein auf (HENNINGSEN 1981:60). In dieser Landschaft eingelagerte pleistozäne Ablagerungen bilden Porengrundwasserleiter, in denen einige Messstellen dieser Untersuchung liegen (HENNINGSEN 1981; ELBRACHT et al. 2007).

Hydrogeologisch liegt der nördliche Teil des Untersuchungsgebietes im Nord- und Mitteldeutschen Lockergestein, der südliche Teil im Mitteldeutschen Bruchschollenland (ELBRACHT et al. 2007:6 f.; s.a. HEUNISCH et al. 2007; s. Abb. 3). Nördlich an die Region Hannover grenzt dabei das Geestgebiet, welches sich über die im Nordwesten liegende Nienburg-Neustädter Geest bis zur Burgdorfer Geest im Nordosten des Untersuchungsgebietes erstreckt (LBEG 2004). Diese zeichnen sich durch mächtige pleistozäne Gletscherablagerungen kiesiger und sandiger Lockersedimente aus (HEUNISCH et al. 2007:6; s.a. LBEG 2004). Ihre Aquifere sind gut bis sehr gut durchlässig und weisen örtlich sehr unterschiedliche Mächtigkeiten mit Grundwasserflurabständen zwischen <2 Metern bis 30 Metern auf (ELBRACHT et al. 2007:33 ff.; 44 ff.). Insbesondere im Raum der Hanoverschen Moorgeest sind Moore in die Landschaft eingegliedert (LBEG 2004).

Weitere Messstellen des Untersuchungsgebietes sind Teil des Mitteldeutschen Bruchschollenlandes, das im Wesentlichen aus Festgestein aufgebaut ist, die Kluft- sowie Karstgrundwasserleiter bilden (ELBRACHT et al. 2007:63). Messstellen, die in die Untersuchung eingehen, liegen dabei in Talungen quartärzeitlicher sandiger sowie kiesiger Sedimente, die Porengrundwasserleiter bilden (ELBRACHT et al. 2007:71 f.; Abb. 3). Insbesondere im Süden des Untersuchungsgebietes ist das Bergvorland zudem

von äolisch transportiertem pleistozänen Sedimenten geprägt (insbesondere Löss, Sandlöss und Lösslehm) (HENNINGSEN 1981:62; LBEG 2004). Der größte Anteil der Messstellen liegt jedoch in Auebereichen der Weser, Leine, Innerste sowie der Aller, in denen ebenfalls Porengrundwasserleiter liegen. Diese zeichnen zum Teil eiszeitliche Schmelzwasserrinnen nach, in denen insbesondere Aquifere aus zum Teil schluffigen Sanden und Kiesen liegen. Diese werden teilweise überdeckt von Aue- sowie Hochflutlehm und Löss/-lehmen oder Torfen, die jedoch nur selten eine Schutzfunktion für das Grundwasser erfüllen. Die Aquifermächtigkeiten variieren dabei örtlich zwischen 10 und 80 Metern (ELBRACHT et al. 2007). Auch in den eingelagerten Lösslandschaften bilden elster- und saalezeitliche Schmelzwasserablagerungen mit zum Teil mehreren Metern Mächtigkeit Porengrundwasserleiter (ELBRACHT et al. 2007:77 f.; 89 ff.).

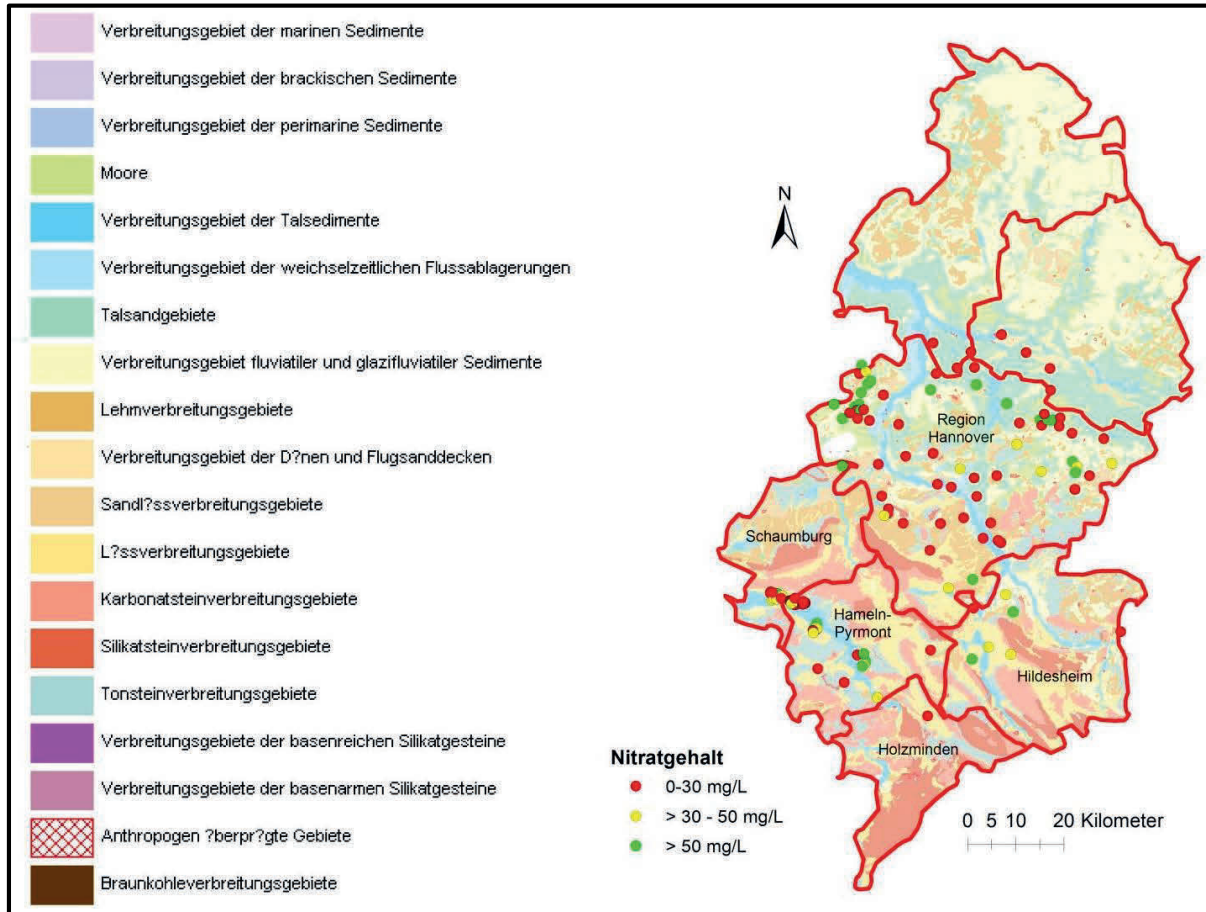


Abb. 3: Bodenlandschaft des Messnetzes mit Angaben zur Grundwassergüte in Bezug auf Nitrat (Daten: LBEG 2000b).

3.2 Böden

Die Bodenentwicklung wird maßgeblich durch das vorliegende Substrat geprägt. Der nördliche Teil des Untersuchungsgebiets liegt dabei innerhalb der niedersächsischen Geest mit Vorkommen von Plaggenesch (BLUME et al. 2010:169). Diese Altmoränenlandschaft ist geprägt von Podsolen über Talsanden sowie die sich unter dem Einfluss von Geschiebesanden und -lehmen entwickelnden Braunerden, Parabraunerden und die daraus durch verstärkte Lessivierung hervorgehenden Pseudogleye (LBEG 1999a; s.a. BLUME et al. 2010). In grundwasserbeeinflussten Gebieten der Geest sind zudem Moore in die Landschaft eingegliedert, wobei der Anteil im Untersuchungsgebiet relativ gering ausfällt (FIEDLER 2001:356; LBEG 1999a).

In den Auebereichen, in denen ein Großteil der Messstellen liegen, sind insbesondere verbrauchte Aueböden, die als Vega bezeichnet werden, vorzufinden (LBEG 1999a; BLUME et al. 2010:333). Diese

liegen in Flusstälern von Weser, Leine, Innerste sowie der Aller. In Randbereichen entwickeln sich zudem Gleye, die unter Grundwassereinfluss stehen (LBEG 1999a; FIEDLER 2001:361). Die Lössverbreitungsgebiete im Bergvorland sind gekennzeichnet durch Parabraunerden, die zum Teil stark lessiviert sind und sich dadurch zum Teil zu Pseudogleyen entwickelt haben (LBEG 1999a; BLUME et al. 2010:369). In Schwemmlössverbreitungsgebieten dominieren ebenfalls Parabraunerden. Diese liegen insbesondere in Randbereichen der Flusstalungen (LBEG 1999a).

3.3 Landnutzung

Die Landnutzung ergibt sich aus dem Corine Land Cover 2006 (EEA 2014). Die meisten Messstellen liegen im Bereich ackerbaulicher Nutzung (ca. 71,3 %). Alle anderen Landnutzungsformen sind deutlich seltener vertreten. Grundwassermessstellen, die unter dem Einfluss von Grünlandnutzung stehen, machen ca. 11,7 % Prozent aller Messstellen aus.

Abb. 4 verdeutlicht, dass die höchsten Stickstoffmengen aus tierischen Ausscheidungen unter anderem im Nordwesten Niedersachsens anfallen. Den Agrarstrukturkennzahlen des Statistischen Bundesamtes ist weiterhin zu entnehmen, dass in den Landkreisen des Untersuchungsgebiets als Hauptbetriebsform der Ackerbau ausgeübt wird (DESTATIS 2011:50 ff.).

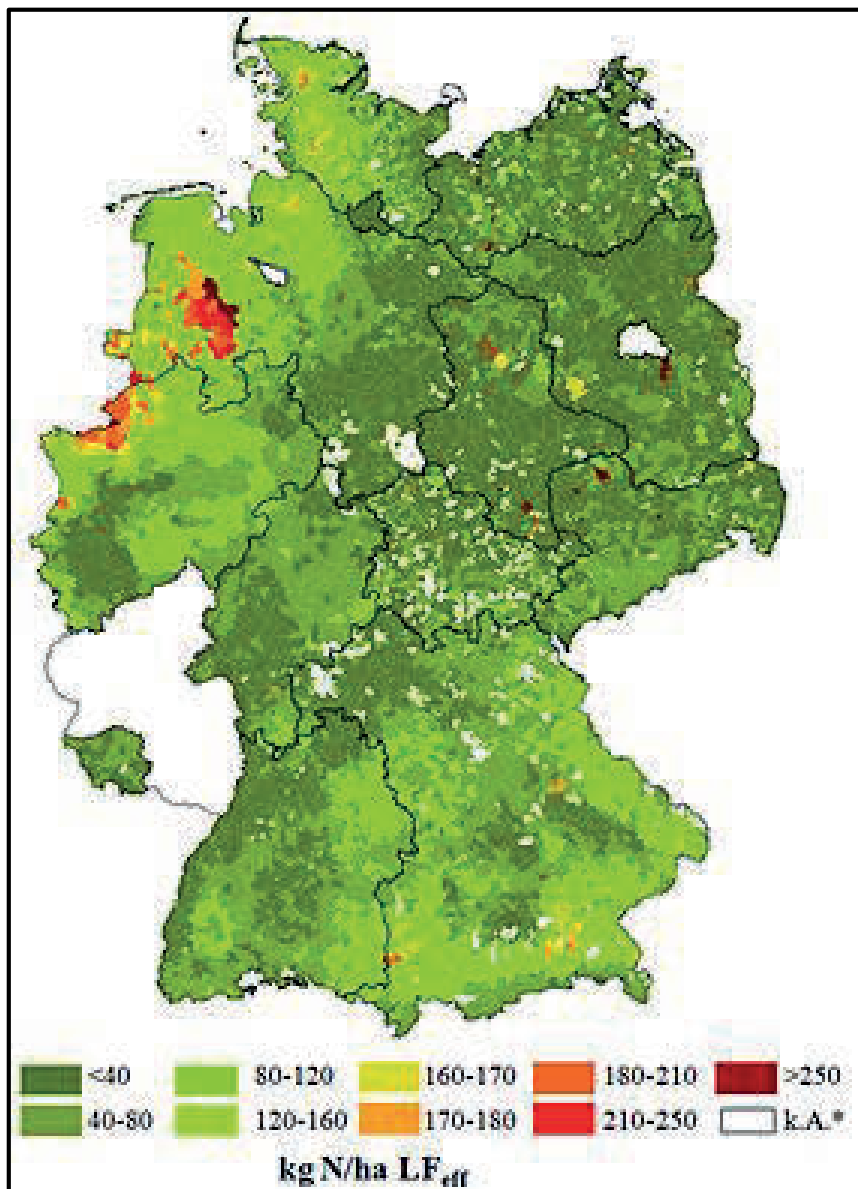


Abb. 4: Regionaler Anfall an anzurechnendem Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft in Kilogramm N/ha LFeff im Jahr 2010 auf Gemeindeebene (WÜSTHOLZ et al. 2010:9).

4 Daten und Methoden

Das Datenmaterial wurde von der Betriebsstelle Hannover/Hildesheim des NLWKN zur Verfügung gestellt. Um die Datenmenge einzugrenzen und eine einheitliche Datengrundlage zu schaffen, wurden wesentliche Kriterien zur Auswahl der Messstellen festgelegt, die im Folgenden erläutert werden sollen.

Die Datenbasis für die Untersuchung ergibt sich aus Grundwassermessstellen, deren Filteroberkante nicht tiefer als 20 Meter liegt. Diese Tiefenangabe wurde willkürlich festgesetzt. Dabei wurde Wert darauf gelegt, dass es sich um Messstellen in oberen Grundwasserstockwerken handelt, in denen die höchsten Nitratgehalte vermutet werden und der Einfluss der drei zu untersuchenden Steuergrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat am besten zu erfassen ist (s. PAMPERIN 2002:11). Dabei ergab sich aus der hydrogeologischen Betrachtung, dass obere Grundwasserstockwerke in Niedersachsen überwiegend in Tiefen bis zu 20 Metern beginnen. Um eine vergleichbare Datengrundlage zu schaffen, gingen ausschließlich Grundwassermessstellen ein. Andere Messstellenarten blieben unberücksichtigt, um einen möglichen Einfluss durch die unterschiedliche Bauweise der Messstellen zu vermeiden (s. WISOTZKY 2011:25 ff.).

Die Datensätze zu den Nitratgehalten der Grundwassermessstellen stammen aus den Beprobungen im Jahr 2014. Der genaue Zeitpunkt der Probenahme, der sich zwischen den Messstellen teilweise deutlich unterscheidet, konnte nicht berücksichtigt werden. Dennoch ist zu beachten, dass die Nitratgehalte im Boden deutlichen jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen (RENGER 2002:22). Da für jede der Messstellen im Jahr 2014 mindestens zwei Messwerte vorliegen, ist davon auszugehen, dass die Nitratgehalte im Grundwasser über die gemittelten Werte gut abgebildet werden.

Weiterhin gehen ausschließlich Messstellen in die Auswertung ein, die in Gebieten mit Porengrundwasserleitern liegen. Im Gegensatz zu diesen sind Fließzeiten von Wasser in Kluftgrundwasserleitern nur schwer nachvollziehbar, da hier die Ermittlung des Kluftvolumens erschwert ist (HÖLTING & COLDEWEY 2009:18).

Einzelne Messwerte für Nitrat fallen unter die Bestimmungsgrenze, wodurch sie statistisch zunächst nicht auswertbar sind. Das Verwerfen solcher Informationen ist allerdings nicht ratsam, da wichtige Informationen verloren gehen können. Unterschiedliche Bestimmungsgrenzen innerhalb des Datensatzes resultieren aus der Messung der Nitratgehalte durch unterschiedliche Analysemethoden in verschiedenen Laboren durch den NLWKN. MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002 empfehlen unterschiedliche Herangehensweisen bei der Aufbereitung solcher Messwerte. Hier erfolgte die Multiplikation der Nitratgehalte mit dem Faktor 0,5.

Zusätzliche Informationen zu den einzelnen Einflussfaktoren werden im Wesentlichen dem veröffentlichten Kartenmaterial des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) entnommen, die über den Kartenserver NIBIS abgerufen werden können (<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/#>). Die Informationen zur Landnutzung entstammen dem Kartenmaterial des Corine Land Covers 2006 (EEA 2014). Um den Einfluss der Landnutzung auf einzelne Messstellen so gut wie möglich abzubilden, wird das Gebiet im 100-Meter-Umkreis der einzelnen Messstellen betrachtet. Bei Überschneidungen unterschiedlicher Informationen zur Landnutzung in einem Gebiet wurden die Daten dem Luftbildmaterial des NIBIS Kartenservers unter Berücksichtigung der Grundwasserfließrichtung entnommen. Dadurch sollte sichergestellt werden, dass die im Gebiet auf das Grundwasser tatsächlich wirkende Einflussgröße bestimmt wird. Die Fließrichtung wird dabei über die Grundwassergleichen aus der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:200 000 bestmöglich abgelesen (LBEG 1982).

Informationen zum Substrat sowie den Bodentypen im näheren Umfeld der einzelnen Messstellen werden ebenfalls dem Kartenwerk des LBEGs entnommen. Dabei dient die Geologischen Übersichtskarten im Maßstab 1:25 000 (LBEG 1999b) sowie 1:50 000 (LBEG 1999a) der näheren Untersuchung des Substrats. Informationen zu den einzelnen Bodentypen ergeben sich aus der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50 000 (LBEG 2000a). Hier erfolgt die Erfassung der Daten über ArcGIS 10.1, wobei

das Gebiet im Umkreis von 100 Metern der Messstelle genauer betrachtet wird, um den Einfluss der beiden Größen bestmöglich wiedergeben zu können.

Alle Messstellen, denen Informationen nicht eindeutig zuzuordnen sind, gingen nicht mit in die statistische Auswertung ein, so dass schließlich Datenmaterial zu 169 Messstellen der statistischen Auswertung zugrunde liegen.

Um den Einfluss der Größen Substrat, Bodentyp und Landnutzung im Einzelnen sowie zusammenhängend beurteilen zu können, werden statistisch deskriptive und Test-Methoden angewendet. Die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) empfiehlt bei Hintergrundgehalten im Allgemeinen die Berechnung der 50. Perzentile (Median) (LABO 2003:21), die im Folgenden in Form von Box Plots dargestellt werden. Um die daraus hervorgehenden Unterschiede zwischen Gruppen statistisch abzusichern, eignet sich als nichtparametrische Varianzanalyse der sogenannte KRUSKAL-WALLIS-Test (s. ECKSTEIN 2012:127). Eine genaue Beschreibung des Testverfahrens findet sich in der einschlägigen Literatur zur Statistik (z.B. BÜHL 2012; ECKSTEIN 2012). Die Signifikanz, bei der die Nullhypothese verworfen wird, wird mit $p < 0,05$ festgelegt. Dabei gelten die gängigen Abstufungen, wie in Tab. 1 angegeben.

Tab. 1: Einstufung der Irrtumswahrscheinlichkeiten

Irrtumswahrscheinlichkeit	Bedeutung	Symbolisierung
$p > 0,05$	nicht signifikant	ns
$p \leq 0,05$	signifikant	*
$p \leq 0,01$	sehr signifikant	**
$p \leq 0,001$	höchst signifikant	***

Mittels einer Clusteranalyse soll festgestellt werden, ob zwischen den jeweiligen Einflussgrößen selbst Zusammenhänge bestehen. Dadurch können die Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern aufgedeckt und mögliche Zusammenhänge zwischen den einzelnen Einflussgrößen sowie deren Zusammenwirken näher untersucht und beurteilt werden (ECKSTEIN 2012:328).

Der Stichprobenumfang zur Auswertung eines wie hier vorliegenden Datenmaterials wird von der LABO auf $n=20$ festgelegt (LABO 2003a:21). Diese Mindestzahl an Messstellen liegt im Untersuchungsgebiet jedoch nur für wenige Merkmale vor. Nach LABO 2003b gibt das Land Rheinland-Pfalz einen Mindeststichprobenumfang von $n=10$ an (LABO 2003b:36), nach der sich auch im Folgenden gerichtet werden soll.

5 Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet weisen Grundwässer unter sandigem Substrat die höchsten medianen Nitratgehalte auf. Insbesondere bei Grundwassermessstellen unter Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden sowie glazifluviatilen Sanden ist die Grundwasserqualität im Hinblick auf die medianen Nitratgehalte vergleichsweise gering. Hier liegen die Mediane bei 51,2 mg/L und 53,0 mg/L, und damit knapp über dem Grenzwert. Dabei weist die Grundwassermessstelle Burgdorfer Holz (GWM 118) mit 150,5 mg/L den höchsten Nitratgehalt im gesamten Gebiet auf. Ausschließlich in Talsanden, die sich aus fluviatilen Fein- bis Grobsanden aufbauen (LBEG 2000a), ergibt sich ein geringer medianer Nitratgehalt von 6,0 mg/L. Wie Abb. 5 zeigt, sinken die medianen Nitratgehalte je feinkörniger das Substrat ist. Insbesondere Messstellen in lehmigen Substraten zeigen minimale Messergebnisse. So liegen die medianen Gehalte unter dem Einfluss von Löss- und Auelehm bei 29,1 mg/L und 20,5 mg/L und damit unter dem Grenzwert.

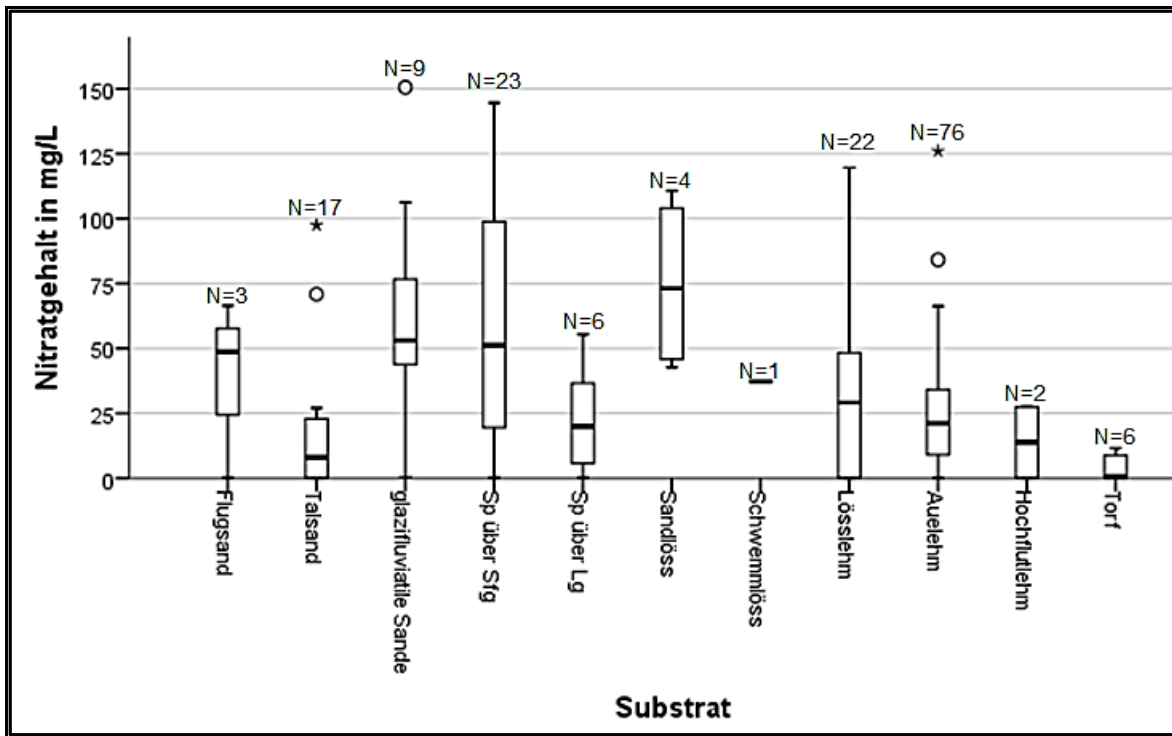


Abb. 5: Grundwasserqualität in Abhängigkeit vom Substrat.

Deutlich ist der Unterschied zwischen den Geschiebedecksanden zu erkennen. Im Gegensatz zu denen, die von glazifluviatilen Sanden unterlagert sind, weisen Grundwässer in von Geschiebelehm unterlagerten sandigen Geschieben deutlich geringere Nitratgehalte auf. Dabei streuen die Messwerte hier auch in einem kleineren Bereich mit insgesamt geringen Nitratgehalten. Substrate, die durch anhaltende Nässe gekennzeichnet sind, wie Torfe in diesem Untersuchungsgebiet (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005:157), stehen für gute Grundwasserqualitäten in Bezug auf den Gehalt an Nitrat. Hier ergeben sich mediane Nitratgehalte von unter 1 mg/L.

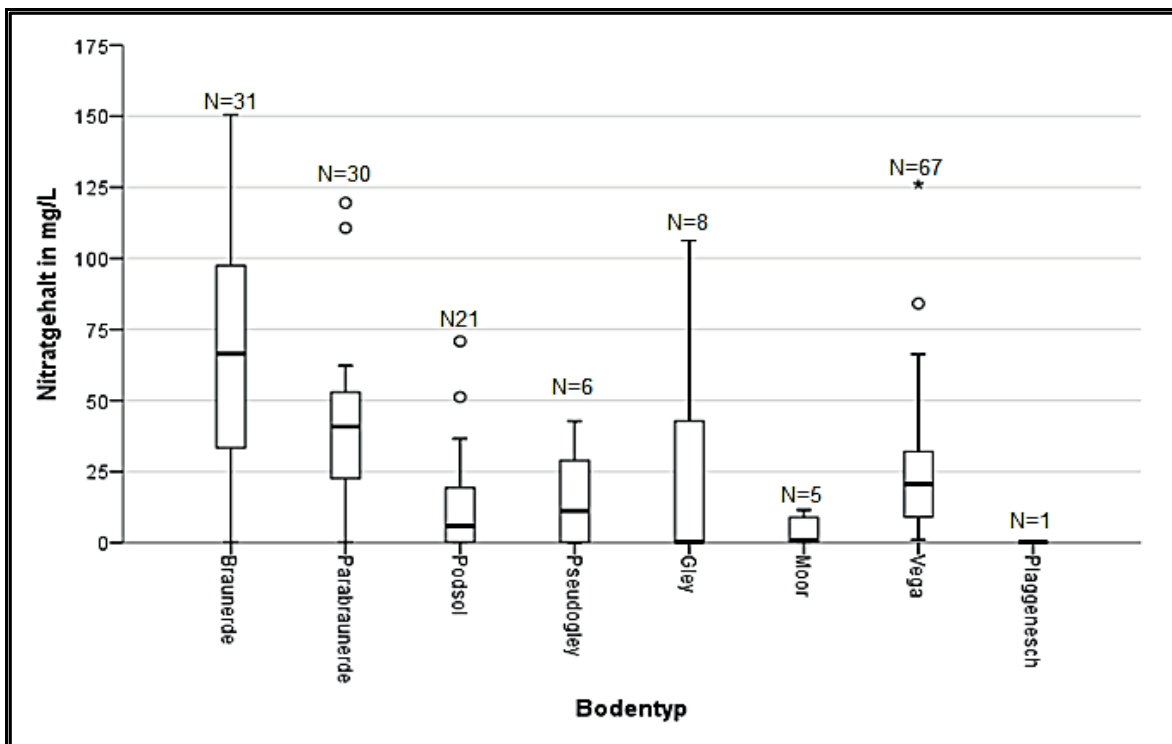


Abb. 6: Grundwasserqualität in Abhängigkeit vom Bodentyp.

Aus der Betrachtung der Nitratmesswerte in Abhängigkeit vom Einflussfaktor Bodentyp (Abb. 6.) ergibt sich der höchste mittlere Messwert mit 66,4 mg/L für Braunerden. Die Werte streuen dabei um den Median zwischen einem Minimum von 0,2 mg/L und einem Maximum von 150,5 mg/L. Auch die durch Lessivierung gekennzeichnete Parabraunerde weist hohe, aber deutlich geringere mediane Nitratgehalte als die Braunerde auf (BLUME et al. 2010:323). Dieser liegt bei 40,9 mg/L und damit relativ knapp unter dem Grenzwert. Auch für diese Einflussgröße zeigen Böden unter Einfluss von Staunässe (Pseudogleye, Gleye und Moore) eine gute Qualität in Bezug auf das im Grundwasser enthaltene Nitrat (BLUME et al. 2010). So liegt im Durchschnitt der Nitratgehalt in Messstellen unter Pseudogleye bei 11,2 mg/L, bei Gleyen und Mooren sogar bei unter 1 mg/L. Ausschließlich unter Gley-Böden streuen dabei die Nitratgehalte deutlich in Richtung höherer Werte und erreichen ein Maximum von 106,2 mg/L. Der größte Anteil der Messstellen (75%) liegt aber auch hier unter dem Grenzwert von 50 mg/L. Unter Vega-Böden, unter denen die größte Anzahl an Messstellen liegt, ergeben sich mit 20,5 mg/L Nitrat ebenfalls durchschnittlich geringe Grundwassergehalte, wobei die maximalen Werte deutlich über 50 mg/L liegen.

Aus dem Einflussfaktor Landnutzung ergeben sich für intensiv anthropogen beeinflusste Flächen, wie dem Ackerland sowie den Siedlungsflächen im Durchschnitt die höchsten Nitratwerte mit Medianen von 30,6 mg/L und 20,4 mg/L (Abb. 7). Diese liegen aber noch unter dem Nitratgrenzwert von 50mg/L. Die Streuung der Nitratwerte im Grundwasser unter Ackerland um den Median ist relativ groß. In einigen der Messstellen werden sehr hohe Nitratgehalte gemessen, die in Abb. 7 als Ausreißer dargestellt sind und Werte von bis zu 150 mg/L erreichen. Bei 75 Prozent der Messstellen sind statistisch jedoch Nitratgehalte unter 50 mg/L zu erwarten. Grundwässer unter Grünlandnutzung sowie der forstlichen Nutzung weisen demgegenüber niedrigere Nitratgehalte auf. Wie Abb. 7 zeigt, liegen hier die Mediane der Nitratgehalte zwischen 0,2 mg/L und 4,9 mg/L. Dabei streuen die Nitratgehalte in Messstellen auf Waldflächen in einem deutlich größeren Wertebereich, als auf Grünlandflächen. Insbesondere unter Laubwald ergeben sich maximale Nitratgehalte von über 100 mg/L im Grundwasser. Demgegenüber liegt das Maximum unter Nadelwäldern bei unter 50 mg/L. Zwei Messstellen erreichen aber auch hier sehr hohe Gehalte von bis zu 150,5 mg/L, die im Diagramm als Ausreißer dargestellt sind. Ausschließlich für den Parameter Laubwald liegt der Stichprobenumfang unter der geforderten Mindestanzahl von N=10 (s. Kapitel 4).

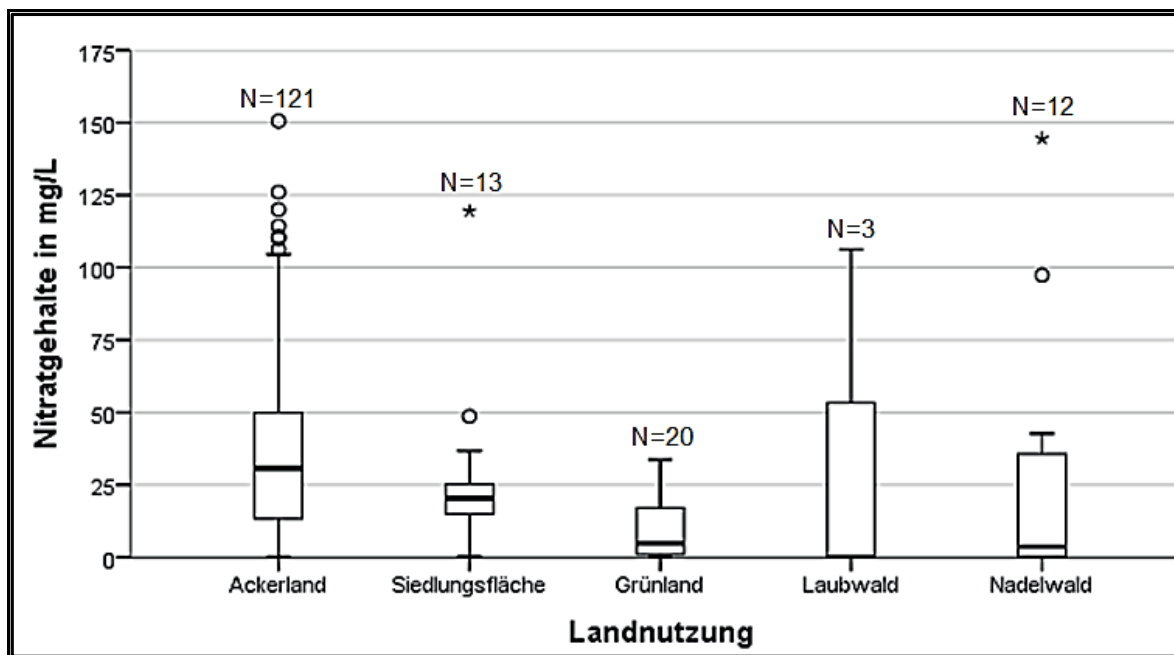


Abb. 7: Grundwasserqualität in Abhängigkeit von der Landnutzung.

6 Diskussion

6.1 Mediane

Die statistisch deskriptive Analyse des Datenmaterials lässt Vermutungen zum Einfluss der drei Steuergrößen Substrat, Bodentyp und Landnutzung zu. So zeigt sich, dass unter sandigen Substraten hohe Nitratgehalte erreicht werden, wobei die Grundwassergüte mit zunehmender Feinkörnigkeit des Substrats steigt (vgl. PAMPERIN 2002:3; RENGER 2002). Die Schutzfunktion durch tonige Substrate wird insbesondere beim Vergleich der Messergebnisse von Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden sowie über Geschiebelehm deutlich. Hier liegen Unterschiede der medianen Messergebnisse vor, die zunächst auf verschiedene Substrate zurückgeführt werden können (Abb. 8).

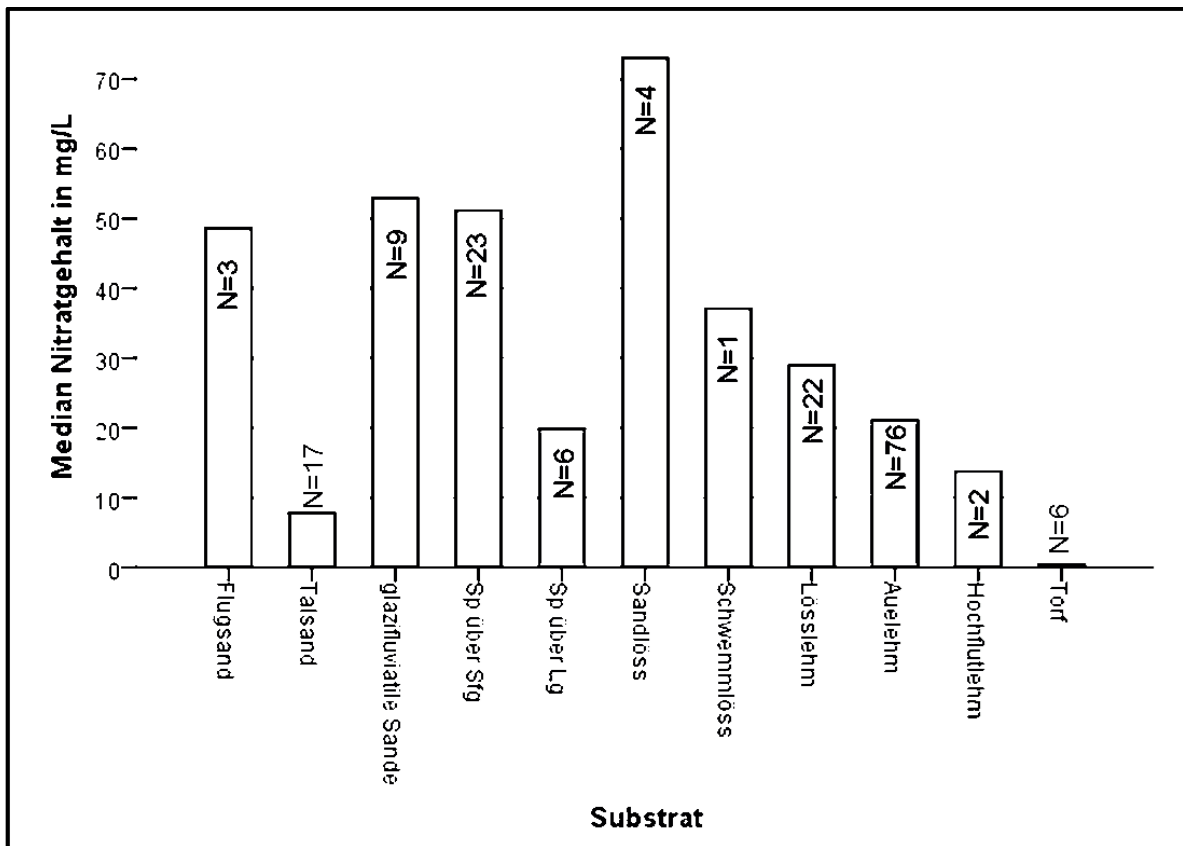


Abb. 8: Vergleich der medianen Nitratgehalte in Abhängigkeit vom Substrat.

Eine geringe Messdichte innerhalb des Untersuchungsgebiets kann insgesamt zu systematischen Fehlern in der statistischen Aufbereitung der Daten führen (MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2003:4). Das bedeutet, dass auch vorhandene Übereinstimmungen nicht zwangsläufig als repräsentativ angenommen werden können. Dies gilt in Abb. 8 vor allem für die Substrate Flugsand, glazifluviatile Sande, Geschiebedecksand über Geschiebelehm, Sandlöss, Schwemmlöss, Hochflutlehm sowie Torf. Dagegen liegt eine repräsentative Anzahl an Messstellen ($N \geq 10$) beispielsweise unter Talsanden vor, deren durchschnittlichen Nitratgehalte unter 10 mg/L liegen.

Auch der Einfluss des Bodentyps auf die Nitratgehalte im Grundwasser ist nach ersten Erkenntnissen von Bedeutung und lässt Gesetzmäßigkeiten erkennen (s. Abb. 9). Insbesondere die durch Wasser beeinflussten Böden mit redoximorphen Eigenschaften (BLUME et al. 2010: 328), wie Gleye und Pseudogleye geben Hinweise auf geringe Nitratgehalte im Grundwasser. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass die pedogenen Eigenschaften Denitrifikationsprozesse begünstigen, durch die das im Boden enthaltene Nitrat zu Stickstoffoxiden sowie elementarem Stickstoff reduziert wird (WIENHAUS et al. 2008:15 f.; BLUME et al. 2010:406 f.).

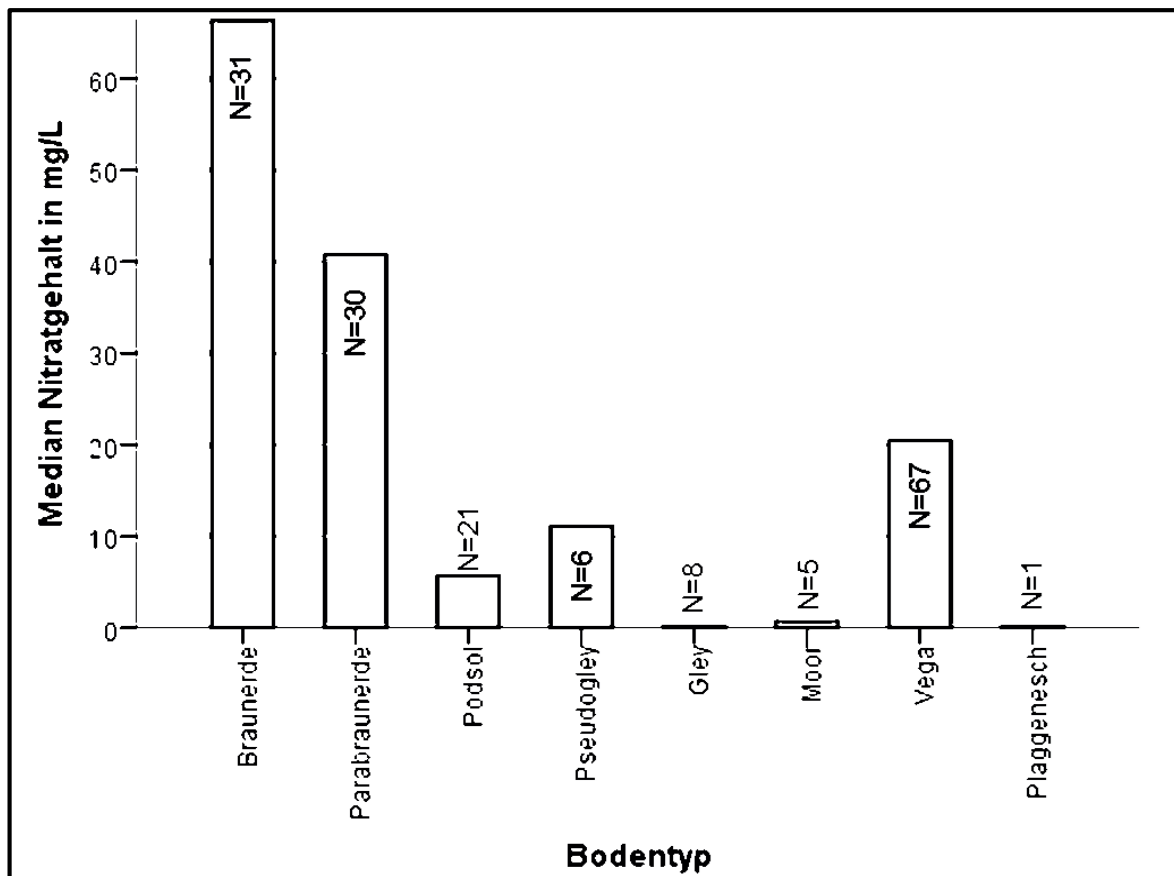


Abb. 9: Vergleich der medianen Nitratgehalte in Abhängigkeit vom Bodentyp.

In Pseudogleyen, in denen die ermittelten medianen Nitratgehalte im Untersuchungsgebiet besonders hoch liegen, kann mit einem nachlassenden Denitrifikationspotenzial mit der Zeit gerechnet werden (SCHÄFER et al. 2007:27). Dadurch lassen sich die erhöhten Gehalte erklären.

Für Braunerden und Parabraunerden ergaben sich aus den Box Plots im voran gegangenen Kapitel die höchsten Nitratgehalte (s. Abb. 6). Braunerden gehen meist aus sandigen Substraten hervor, was die hohen Nitratgehalte im Grundwasser durch das Substrat erklären würde (BLUME et al. 2010:322).

Laut der gelieferten Daten weisen Messstellen auf Podsol-Flächen vergleichsweise geringe Nitratgehalte im Grundwasser auf. In Podsolen liegen hohe Gehalte an Quarzen und weite C/N-Verhältnisse sowie pH-Werte im sauren Bereich vor (vollständige Bodenbildung) (BLUME et al. 2010:326). Durch diese pedogenen Eigenschaften ergeben sich in der Regel schlechte Nitratrückhaltevermögen, was den im Rahmen dieser Untersuchung gewonnenen Ergebnissen widerspricht. Dies deutet darauf hin, dass die Faktoren Landnutzung und Substrat einen deutlich größeren Einfluss auf das Grundwasser solcher Gebiete nehmen. Aufgrund dessen, dass Podsole meist aus sandigen, wie kiesigen quarzreichen Substraten hervorgehen, die hohe Sickerwasserraten aufweisen (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005:221; vgl. RENGER 2002), liegt zudem die Vermutung nahe, dass die Landnutzung hier den signifikanten Parameter darstellt. Denitrifikationsprozesse sind ebenfalls auszuschließen, da selten anoxische Bedingungen in diesen Bodentypen vorherrschen (SCHÄFER et al. 2007:26). Um einen eindeutigen Zusammenhang zu den anderen Einflussgrößen herstellen zu können, ist es nötig die Substrate sowie die Landnutzung in den Gebieten näher zu betrachten.

Vegen, die sich durch lehmige Böden auszeichnen (BLUME et al. 2010:334), weisen einen geringen Medianwert bzgl. der Nitratgehalte auf (s. Abb. 9). Dies deutet auf Denitrifikationsprozesse hin, die in solchen Böden unter Grundwassereinfluss deutlich ausgeprägt sind (SCHÄFER et al. 2007:26). Die Gehalte könnten zudem maßgeblich durch die Landnutzung beeinflusst sein.

Im Hinblick auf die Landnutzung zeigt sich, dass Grundwassermessstellen unter dem Einfluss von Ackerland die höchsten Nitratgehalte aufweisen (Abb. 10). Grundsätzlich ist zu beachten, dass über

Düngemiteleintrag nicht unerhebliche Stickstoffverbindungen eingetragen werden können. RENGER (2002) beschreibt, wie die Sickerwasserraten innerhalb des Bodens bei gleichen Klima- und Bodenverhältnissen in Bezug auf die Landnutzung in folgender Reihenfolge abnehmen: Ackerland, Grünland, Nadelwald (RENGER 2002:4). Diese Abstufung lässt sich auch unabhängig von anderen Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet ablesen.

Ein Grund für die sehr hohen Nitratgehalte in Grundwässern unter Siedlungsflächen findet sich nicht. Hier liegt die Vermutung nahe, dass äußere Faktoren im Einflussgebiet für die erhöhten Werte verantwortlich sind. So liegen viele der Messstellen in Grenzbereichen zu Ackerland.

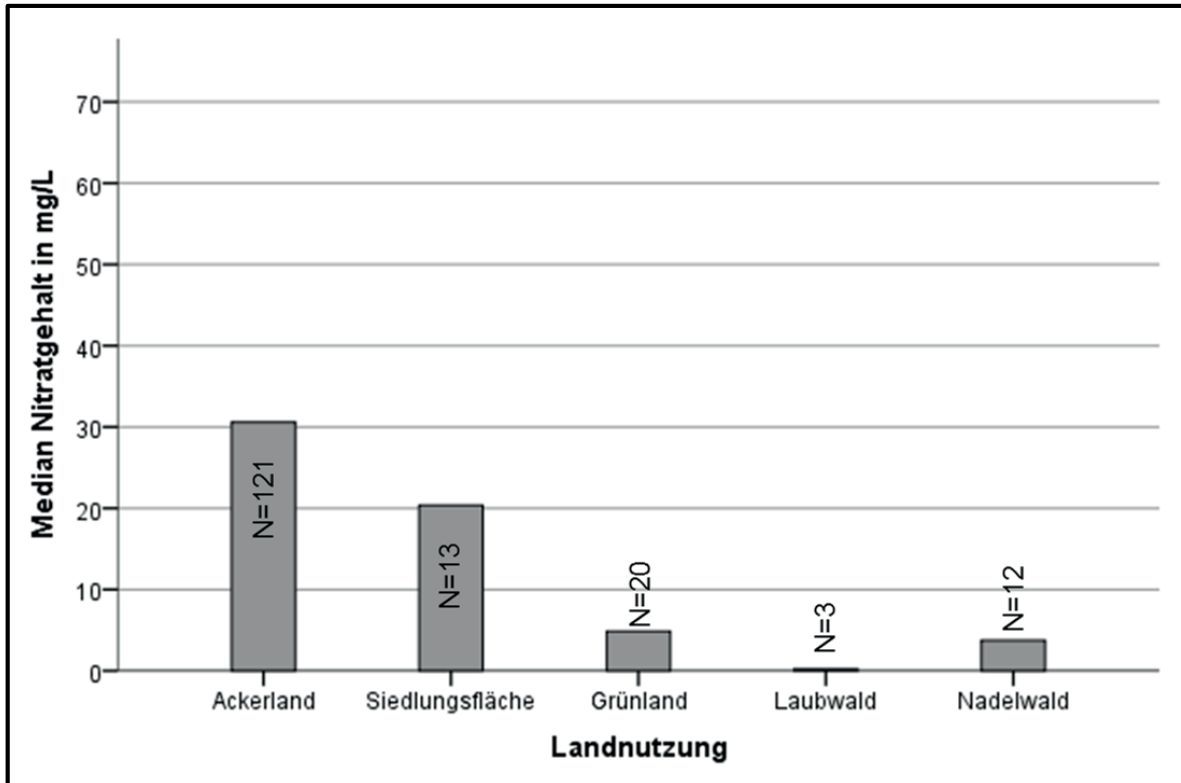


Abb. 10: Vergleich der medianen Nitratgehalte in Abhängigkeit von der Landnutzung.

6.2 Kruskal-Wallis-Test

Die gewonnenen Erkenntnisse werden mithilfe des KRUSKAL-WALLIS-Tests statistisch überprüft. Die Nullhypothese besagt dabei, dass die Verteilung der Nitratgehalte von der jeweiligen Einflussgröße unabhängig ist (s. ECKSTEIN 2012:135).

Für das Untersuchungsgebiet sind die Ergebnisse statistisch höchst signifikant (Tab. 2, Tab. 3, Tab. 4). Für jede der drei Einflussgrößen wird die Nullhypothese widerlegt. Bei Betrachtung der Signifikanzwahrscheinlichkeiten zeigen sich geringe Unterschiede dahin gehend, dass der Einfluss des Bodentyps leicht höher einzuschätzen ist, als der der Landnutzung und diese wiederum leicht höher als der des Substrats. Die Unterschiede liegen allerdings in der zweiten Kommastelle des Prozentbereichs. Darüber hinaus muss beachtet werden, dass beim KRUSKAL-WALLIS-Test jeweils nur ein Parameter getestet wird, was bedeutet, dass der Einfluss der anderen nicht berücksichtigt wird.

Die Abfolge der mittleren Ränge zeigt, dass unter dem Einfluss von Sandlöss durchschnittlich die höchsten Nitratgehalte zu erwarten sind (Tab. 2). Ähnlich hohe Ränge erreichen glazifluviatile Sande, Geschiebedecksande über glazifluviatilen Sanden sowie Schwemmlöss, dessen Hauptgemengeanteil aus Schluff besteht. Wie bereits aus den Box Plots abzulesen ist, ergibt sich auch aus dem KRUSKAL-WALLIS-Test, dass die durchschnittlichen Nitratgehalte in Grundwässern unter Geschiebedecksand über Geschiebelehm, Lösslehm und Auelehm sehr ähnlich verteilt sind. Dabei liegt die Vermutung

nahe, dass sich in diesem Ergebnis die Ähnlichkeit im Aufbau der Substrate widerspiegelt. Geschiebelehm wird aus Moränenmaterial mit Ton und Schluff als Hauptgemengeanteil aufgebaut, die mit grobkörnigeren Bestandteilen vergesellschaftet sind (BLUME et al. 2010:35; LBEG 2000a). Der Aufbau der Substrate Lösslehm und Auelehm unterscheidet sich davon nur geringfügig durch höhere Gemengeanteile an Schluff sowie in Auelehmen auch an Sanden sowie dem Fehlen der grobkörnigen Bestandteile (LBEG 2000a). Insgesamt stützen die Ergebnisse die These, dass mit abnehmender Korngröße innerhalb des Substrats auch der Eintrag von Nitrat ins Grundwasser reduziert wird und diese damit eine Schutzfunktion erfüllen. Die geringsten mittleren Rangzahlen der Substrate weisen die Torfe auf. Hier könnten auch der hohe Anteil an organischer Substanz sowie Denitrifikationsprozesse für die Schutzfunktion gegenüber Nitrat bedeutsam sein, die insbesondere bei wasserbeeinflussten Böden stattfinden (BLUME et al. 2010:406).

Tab. 2: Kruskal-Wallis-Test - Substrat.

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Substrat	N	Mean Rank		Nitrat
Nitrat	Flugsand	3	97,83	Chi-Square	34,633
	Talsand	17	55,82	df	10
	glazifluviatile Sande	9	123,94	Asymp. Sig.	,0002
	Sp über Sfg	23	111,98	a. Kruskal Wallis Test	
	Sp über Lg	6	78,00	b. Grouping Variable: Substrat	
	Sandlöss	4	144,38		
	Schwemmlöss	1	116,00		
	Lösslehm	22	81,64		
	Auelehm	76	81,47		
	Hochflutlehm	2	55,25		
	Torf	6	28,67		
	Total		169		

Tab. 3: Kruskal-Wallis-Test - Bodentyp.

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Bodentyp	N	Mean Rank		Nitrat
Nitrat	Braunerde	31	126,84	Chi-Square	49,953
	Parabraunerde	30	103,40	df	7
	Podsol	21	52,93	Asymp. Sig.	,000
	Pseudogley	6	55,83	a. Kruskal Wallis Test	
	Gley	8	57,81	b. Grouping Variable: Bodentyp	
	Moor	5	31,70		
	Vega	67	78,36		
	Plaggenesch	1	13,50		
	Total		169		

Tab. 4: Kruskal-Wallis-Test - Landnutzung.

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Landnutzung	N	Mean Rank		Nitrat
Nitrat	Ackerland	121	94,05	Chi-Square	18,247
	Siedlungsfläche	13	81,88	df	4
	Grünland	20	48,65	Asymp. Sig.	,001
	Laubwald	3	62,50	a. Kruskal Wallis Test	
	Nadelwald	12	63,38	b. Grouping Variable: Landnutzung	
	Total	169			

Der Einfluss des Bodentyps ist etwas höher einzuordnen als der Einfluss des Substrats (s. o.). Dabei liegen unter Braunerden und Parabraunerden die höchsten Nitratgehalte vor (s. Tab. 3). Insgesamt stimmen die Ergebnissen des Tests weitgehend mit den ersten Ergebnissen aus der deskriptiven Statistik überein. Moorböden weisen neben Plaggeneschböden den geringsten mittleren Rang auf. Hier kann also mit einem geringen Eintrag von Nitrat in das Grundwasser gerechnet werden. Dies kann wie bereits erwähnt auf die anoxischen Bedingungen in diesen Böden zurückgeführt werden (s.o.). Zudem begünstigt der hohe Anteil organischer Substanz sowie erhöhte Schwefelgehalte diese Prozesse (WIENHAUS et al. 2008:7; KUNTZE et al. 1994:65). Die Ergebnisse der Landnutzung sind zwar statistisch geringfügig weniger signifikant als die der beiden anderen Einflussgrößen, allerdings sind hohe Nitratgehalte im Grundwasser statistisch immer noch von der Landnutzung vor Ort abhängig (Tab. 4). Dabei weist der Ackerbau auch hier den größten mittleren Rang auf, und ist damit statistisch für die höchsten Nitratgehalte vor Ort verantwortlich. Die geringsten Nitratgehalte sind statistisch unter Grünland zu erwarten. Nach RENGER 2002 weisen Böden unter Nadelwald ein höheres Bodenwasserrückhaltevermögen auf, als Böden unter Wiesen- und Weidenutzung (RENGER 2002:4). Lokal muss der Stickstoffeintrag aus Düngemitteln berücksichtigt werden, wobei dieser stark variieren kann.

Aus den bisher gewonnenen Erkenntnissen wird ersichtlich, dass die Betrachtung dominanter Merkmalskombinationen für die sinnvolle Interpretation der Daten unerlässlich ist. Nur so kann geklärt werden, welche Zusammenhänge zwischen den Einflussgrößen bestehen und für welche Größe die Signifikanz für den Nitratreintrag ins Grundwasser tatsächlich am höchsten ist. Dies erfolgt mittels einer Clusteranalyse.

6.3 Clusteranalyse

Die Clusteranalyse soll die Zusammenhänge zwischen einzelnen Merkmalskombinationen aufdecken. Die vorliegenden kategorialen Merkmale der drei zu untersuchenden Einflussgrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat müssen vor der eigentlichen Clusteranalyse in binäre Merkmale umgewandelt werden (s. hierzu BROSIUS 2013:714 ff.). Dies erfolgt schließlich für jede Variable. Aufgrund der Inhalte des Datenmaterials wird die JACCARD-Methode angewandt, bei der ausschließlich Kombinationen berücksichtigt werden, bei denen die Merkmale der Einflussgrößen übereinstimmen. Nicht-Übereinstimmungen bleiben dagegen unberücksichtigt, da sie in dieser Untersuchung nicht zwangsläufig auf gemeinsame Merkmale hindeuten. Nähere Erläuterungen zu den Methoden der Clusteranalyse finden sich z.B. bei FROMM 2012:191 f. und BÜHL 2012:627 ff.

Wie Abb. 11 verdeutlicht, liegen die größten Gemeinsamkeiten zwischen den Merkmalen Auelehm und Vega sowie Mooren und Torfen vor. Dies ergibt sich aus der geringen Distanz zwischen diesen Merkmalen untereinander. Zudem ergeben sich zwischen den Merkmalen Lösslehm und Parabraunerde sowie Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden und Braunerde enge Gemeinsamkeiten. Hier liegt die Distanz der geclusterten Merkmale aber schon deutlich weiter, als bei den vorher genannten. Die Schlussgruppe bilden Hochflutlehm, Plaggenesch sowie Schwemmlöss. Diese gehören zu keinem Cluster, was darauf zurückzuführen ist, dass hier die vorliegende Datenmenge zu gering

ausfällt, um eindeutig zuordnen zu können. Auffällig ist auch bei der Betrachtung der nächst höheren Cluster, dass die Merkmale Auelehm und Vega ein Cluster mit dem Merkmal Ackerland bilden. Zudem sind diese nach Abb. 11 häufig vergesellschaftet mit Grünland. Für den Einflussfaktor Grünland ergab sich, dass hier ausschließlich Messstellen mit Nitratgehalten unterhalb des Grenzwertes liegen. Dies begründet sich dadurch, dass die Landnutzungsform Grünland insbesondere auf Standorten betrieben wird, deren Böden im Allgemeinen einer Nitratauswaschung entgegen wirken. Eine weitere Begründung liegt in der geringen Gefahr durch Auswaschung auf Mähgrünflächen. So beschreibt PAMPERIN (2002), dass diese Art der Bewirtschaftung, aufgrund der ganzjährig vorhandenen Vegetationsdecke, die geringste Gefahr durch einen Nitratreintrag über Düngemittel darstellt (PAMPERIN 2002:3 f.). Wie oben beschrieben, ist dabei lokal die Menge an Düngemiteleinträgen zu beachten.

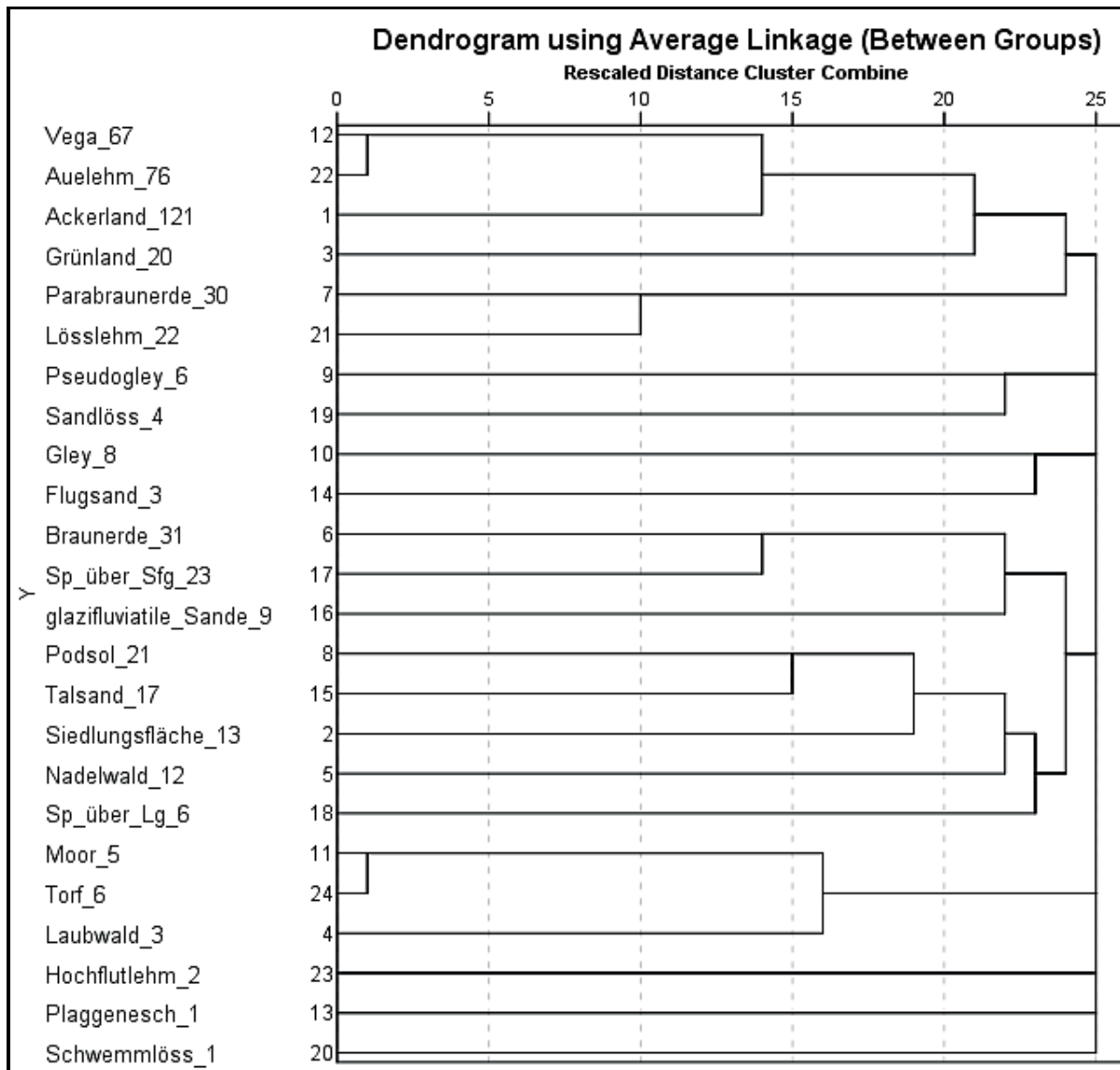


Abb. 11: Dendrogramm der Einflussgrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat.

Das nächste Cluster beinhaltet schließlich auch die geclusterten Merkmale Parabraunerde und Lösslehm. In Bezug auf die Landnutzung liegen also Grünland und Ackerland meist auf Vegen über Auelehm sowie seltener auch auf Parabraunerden über Lösslehm. Der hohe Abstand der Cluster zum Merkmal Parabraunerde über Lösslehm resultiert dabei vermutlich aus der im Gegensatz zu den Vegen geringeren Anzahl an Messstellen für dieses Merkmal.

Aus dem Dendrogramm ergibt sich, dass die meisten Cluster erst bei großen Distanzen der Merkmale zueinander auftreten. Dies verdeutlicht, dass die Merkmale ganz unterschiedlich kombiniert vorliegen. Für einige Merkmale, die bestimmten Clustern nicht zugeordnet sind (z.B. Braunerde und Ackerland), liegt nur eine geringe Anzahl an Messwerten vor. Im Gegensatz dazu ist die Anzahl an Vega-Böden über Auelehmen unter Flächen ackerbaulicher Nutzung so hoch, dass andere Merkmale in den Hintergrund rücken.

7 Fazit

Ziel sollte es sein, mithilfe statistischer Verfahren Gesetzmäßigkeiten zwischen dem Nitratgehalt im Grundwasser und den Steuergrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat aufzudecken sowie den tatsächlichen Einfluss dieser Steuergrößen zu bewerten. So ergaben sich im Hinblick auf das Substrat die höchsten Nitratgehalte bei grob- bis mittelkörnigen Sanden, wobei die Nitratkonzentrationen mit abnehmender Korngröße geringer ausfielen. Ausschließlich unter Talsanden treffen diese Gesetzmäßigkeiten nicht zu, was sich insbesondere aus der Landnutzung im Gebiet ergibt. Auch andere Substrate, wie der Sandlöss zeigen nicht die vermuteten Testergebnisse, was insbesondere auf die geringe Anzahl an Messwerten zurückgeführt werden kann.

Im Hinblick auf die Bodentypen ergaben sich geringe Nitratgehalte unter Bodentypen, bei denen aufgrund ihrer pedogenen Eigenschaften mit einem erhöhten Denitrifikationspotenzial zu rechnen ist. Diese bilden eine von zwei Gruppen, in die sich die Bodentypen im Allgemeinen einordnen lassen und deren Ergebnisse im Hinblick auf die Nitratgehalte im Grundwasser eindeutig interpretierbar sind. Diese Gruppe beinhaltet die durch Grundwasser sowie Staunässe beeinflussten Böden (Pseudogleye, Gleye, Moor, Vega), von denen eine Schutzfunktion durch Denitrifikation ausgeht. Dies wurde insbesondere bei der Betrachtung der Vegen deutlich, die zu einem großen Teil im Untersuchungsgebiet ackerbaulich genutzt werden, aber geringe Nitratgehalte aufweisen. Hier sind Denitrifikationsprozesse eine Erklärung. Dabei variiert das Denitrifikationspotenzial deutlich abhängig vom Grundwasserflurabstand sowie der geogenen Struktur des Gebiets (SCHÄFER et al. 2007:26). Generell ist unter Vegen jedoch unabhängig vom Denitrifikationspotenzial mit einer verminderten Schutzfunktion vor Verunreinigungen über das Sickerwasser zu rechnen. Dafür sorgen die zum Teil sehr niedrigen Grundwasserflurabstände sowie die geringmächtigen Auelehme, die trotz geringer Korngrößen keinen Schutz darstellen (ELBRACHT et al. 2007:22).

In Gleyen und Mooren, die unter dauerhaftem Grund- und Stauwassereinfluss stehen, liegt im Allgemeinen auch das Denitrifikationspotenzial mit bis zu 150kg N/ha*a am Höchsten (SCHÄFER et al. 2007:26), was sich auch aus dem KRUSKAL-WALLIS-Test ergab. Hier kann zudem mit einem über die Zeit anhaltenden Denitrifikationspotenzial gerechnet werden (SCHÄFER et al. 2007:27).

Die zweite Gruppe umfasst die Bodentypen Parabraunerde und Braunerde. Diese stehen nach vorliegender Untersuchung für die höchsten Nitratgehalte. Hier liegt die Vermutung nahe, dass vor allem das Ausgangsgestein für diese Ergebnisse verantwortlich ist. Während Braunerden insbesondere aus sandigen Substraten hervorgehen, die eine geringe Schutzfunktion gegenüber Nitrat darstellen, liegen Parabraunerden hier insbesondere über lehmigen Substraten, wodurch die Grundwässer vor einer Nitratwaschung besser geschützt sind. Für den Bodentyp Podsol, der aufgrund der Substrate sowie den pedogenen Eigenschaften ebenfalls in diese Gruppe der Bodentypen einzuordnen ist, ergaben sich deutliche Abweichungen. Hier spielt für das Untersuchungsgebiet die Art der Landnutzung eine große Rolle, wie es sich aus dem Vergleich der drei Landnutzungsformen Ackerland, Siedlungsfläche und Nadelwald ergab.

Resultierend ergab sich, dass unter Ackerland die höchsten Nitratgehalte vermutet werden können. Nach PAMPERIN (2002) geht dabei die größte Gefährdung durch Nitratwaschung nach der Ernte und damit fehlender Vegetationsdecke aus (PAMPERIN 2002:169). Die landwirtschaftliche Nutzung und die damit einhergehende Ausbringung von Düngemitteln zur Steigerung der Erträge ist das wesentliche Problem, weshalb Grundwässer in Niedersachsen mit Nitrat belastet werden (JANKOWSKI

2012:179 f.). So ergab sich auch innerhalb dieser Untersuchung, dass über 88 Prozent aller Messstellen mit Nitratgehalten über dem Grenzwert von 50mg/L auf Ackerflächen liegen.

Somit liegt die Vermutung nahe, dass die Landnutzung den wesentlichen Grund für die erhöhten Nitratgehalte im Grundwasser im Untersuchungsgebiet darstellt, wobei die Steuergrößen Bodentyp und Substrat eine bedeutende Schutzfunktion erfüllen. Ein großer Teil der Messstellen anderer Landnutzungsform liegt in Randbereichen ackerbaulicher Nutzung. Es kann demnach nicht ausgeschlossen werden, dass die landwirtschaftliche Nutzung in der Umgebung hier für einen erhöhten Nitratreintrag in das Grundwasser verantwortlich ist. Um eine Beeinflussung genauer abschätzen zu können, bedarf es Untersuchungen der Grundwasserfließrichtungen in den betroffenen Gebieten. Zudem spielt die Art der ackerbaulichen Nutzung, das heißt insbesondere die Kulturart sowie die Dauer des Bewuchses, eine wesentliche Rolle für Sickerwassermengen im Boden und damit für die Menge des transportierten Nitrats (RENGER 2002:8). Aus diesem Grund wäre eine nähere Untersuchung von Fruchtfolgen in den Gebieten, zur eindeutigen Bewertung der Signifikanz der Einflussgröße Landnutzung durchaus sinnvoll. Es liegt also die Vermutung nahe, dass der Parameter Landnutzung hier nicht ausreichend abgebildet wurde, sodass Unterschiede zwischen den Merkmalen geringer ausfallen als bei den anderen Einflussgrößen.

Insgesamt zeigte sich, dass für alle Einflussgrößen die Messergebnisse stark variieren, je nachdem welche standörtlichen Gegebenheiten (Kombination der Steuergrößen: Landnutzung, Bodentyp und Substrat) vorliegen. Alle drei Parameter haben eindeutig einen Einfluss auf die Nitratgehalte im Grundwasser. Welcher Parameter tatsächlich den größten Einfluss auf die Nitratgehalte im Grundwasser nimmt, kann nicht eindeutig beantwortet werden. Dass sich kaum Unterschiede zwischen den Steuergrößen Bodentyp und Substrat ergeben, ist aufgrund der Pedogenese nachvollziehbar. Um jedoch den Einfluss der Steuergröße Landnutzung eindeutig beurteilen zu können, bedarf es einer ausführlicheren Beschreibung der standörtlichen Landnutzungsform sowie der -veränderung über die Zeit.

Literatur

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005⁵): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover: BGR.
- BACHMANN, J., HORN, R. & S. PETH (2014⁴): Einführung in die Bodenphysik. Stuttgart: Schweizerbart.
- BLIEFERT, C. (2002³): Umweltchemie. Weinheim: Wiley-VCH.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & B.-M. WILLE (2010¹⁶): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg: Spektrum.
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2003^{3a}): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. <<https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen.html>> (Zugriff: 09.08.2015).
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2003b): Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug. <<https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen.html>> (Stand: 2004) (Zugriff: 05.06.2015).
- BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (BKG) (2013): Topographische Karte, Maßstab 1:250 000. <http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz_rahmen.gdz_div?gdz_spr=deu&gdz_akt_zeile=5&gdz_anz_zeile=1&gdz_unt_zeile=21&gdz_user_id=0> (Zugriff: 22.09.2015).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) (2012): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. <<http://www.bmel.de/Shared-Docs/Downloads/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Nitratbericht-2012>> (Zugriff: 27.07.2015).
- BROSIUS, F. (2013): SPSS 21. Heidelberg: Hüthig Jehle Rehm.
- BÜHL, A. (2012¹³): SPSS 20. Einführung in die moderne Datenanalyse. München: Pearson.
- DÜNGEMITTELVERORDNUNG (DÜMV) (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. <http://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/> (Zugriff: 25.07.2015).

- ECKSTEIN, P. P. (2012⁷): Angewandte Statistik mit SPSS. Praktische Einführung für Wirtschaftswissenschaftler. Wiesbaden: Springer Gabler.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2014): Corine Land Cover 2006 – version 17. <http://discomap.eea.europa.eu/pages/Server_land_Folder_Land.html> (Zugriff: 30.06.2015).
- ELBRACHT, J., MEYER, R. & E. REUTTER (2007): Hydrogeologische Räume und Teilräume in Niedersachsen. – GeoBerichte 3. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).
- FIEDLER, H.J. (2001): Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Renningen: expert.
- FROMM, S. (2012²): Datenanalyse mit SPSS für Fortgeschrittene 2: Multivariate Verfahren für Querschnittsdaten. Wiesbaden: Springer.
- HENNINGSEN, D. (1981²): Einführung in die Geologie der Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart: Ferdinand Enke.
- HEUNISCH, C., CASPERS, G., ELBRACHT, J., LANGER, A., RÖHLING, H.-G., SCHWARZ, C. & H. STREIF (2007): Erdgeschichte von Niedersachsen. Geologie und Landschaftsentwicklung. – GeoBerichte 6. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).
- HÖLTING, B. & W. G. COLDEWEY (2009⁷): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Heidelberg: Spektrum.
- JANKOWSKI, A. (2012): Grundwassergüte. In: HÖPER, H. & H. MEESENBURG (Hrsg.) (2012): Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBericht 23. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), 175-192.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGER (1994⁵): Bodenkunde. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (1982): Hydrogeologische Übersichtskarte von Niedersachsen. Lage der Grundwasseroberfläche, Maßstab 1:200 000. <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=640>> (Zugriff: 25.06.2015).
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (1999a): Bodenübersichtskarte, Maßstab 1:50 000. <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=510>> (Zugriff: 25.06.2015).
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (1999b): Geologische Übersichtskarte, Maßstab 1:25 000. <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=534>> (Zugriff: 25.06.2015).
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2000a): Geologische Karte von Niedersachsen, Maßstab 1:50 000. <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/#>> (Zugriff: 20.06.2015).
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2000b): Bodenlandschaften, Maßstab 1:500 000. <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/#>> (Zugriff: 21.06.2015).
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2004): Hydrogeologische Räume und Teilräume, Maßstab 1 : 500 000. <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=636>> (Zugriff: 20.06.2015).
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (1996): Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg. – Fachbeiträge des Landesumweltamtes. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft. Potsdam: LUA.
- LESON, M. & F. WISOTZKY (2012): Hydrogeochemische Untersuchungen von Nitrateinträgen in das Grundwasser und möglichen Denitrifikationsprozessen. – Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 17, 3, 137-145.
- LIEDTKE, H. & J. MARCINEK (2002): Das Norddeutsche Tiefland. In: LIEDTKE, H. & J. MARCINEK (Hrsg.) (2002³): Physische Geographie Deutschlands. Gotha: Klett-Perthes, 385-461.
- MERKEL, B. J. & B. PLANER-FRIEDRICH (2002): Integrierte Datenauswertung Hydrogeologie. – Freiberg online Geology, 7. <<http://www.journals4free.com/link.jsp?l=14419188>> (Zugriff: 19.08.2015).
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN) (2012): Messung der Exzess-N₂ im Grundwasser mit der N₂/Ar-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. – Grundwasser, 15.

- PAMPERIN, L. (2002): Nitratverlagerung in Abhängigkeit von der Bodennutzung, den Standorteigenschaften und der Grundwasserneubildung eines Stauwasserbeeinflussten Grundmoränenstandortes. Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Band 7. Osnabrück: der andere Verlag.
- RENGER, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. <<http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2003/1559/>> (Zugriff:26.08.2015).
- SCHÄFER, W., HÖPER, H. & U. MÜLLER (2007): Erfassung der diffusen Nitrat-Quellen im Rahmen der Bestandsaufnahme in Niedersachsen. In: LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2007): Diffuse Nitrat- und Phosphatbelastung. Ergebnisse der Bestandsaufnahme der EUWRRRL in Niedersachsen. – GeoBerichte 2: 5-32. Hannover Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).
- STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (DESTATIS) (2011): Agrarstrukturen in Deutschland. Einheit in Vielfalt. Regionale Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010. <<https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Landwirtschaftzaehlung/AgrarstruktureninDeutschland.html;jsessionid=B3ECBEBAA1A178CFB404B8B499DAA984.cae4>> (Zugriff: 26.08.2015).
- WIENHAUS, S., HÖPER, H., EISELE, M., MEESBURG, H. & SCHÄFER, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz. Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. GeoBerichte 9. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).
- WISOTZKY, F. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. Berlin: Springer.
- WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A. & V. SOKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt. Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Hamburg: Paul Parey.
- WÜSTHOLZ, R., AUBURGER, S. & E. BAHRS (2011): Konsequenzen aus der Anrechnung von Gärresten pflanzlicher Herkunft auf die N-Ausbringungsobergrenze organischer Düngemittel und auf die Dero-gation – Status quo und Empfehlungen. – Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft 92, 3, 23. <<http://buel.bmel.de/index.php/buel/article/view/50/w%C3%BCstholz-93-2-pdf>> (Zugriff: 22.09.2015).

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. Martin Sauerwein

Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31134 Hildesheim
martin.sauerwein@uni-hildesheim.de

B.Sc. Julia Jaquemotte

Göttingstr. 30
D-38106 Braunschweig
jujaque@gmx.de

Dr. Lars Germershausen

NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
An der Scharlake 39
D-31135 Hildesheim
lars.germershausen@nlwkn-hi.niedersachsen.de

Einkaufen in der Hildesheimer Innenstadt: Auswirkungen der Arneken Galerie auf den innerstädtischen Einzelhandel

Sabine Panzer-Krause

Zusammenfassung

Im März 2012 eröffnete in Hildesheim die Arneken Galerie als innenstadt-integriertes Shopping Center. Sowohl vor der Eröffnung als auch seither wurde kontrovers diskutiert, welche Auswirkungen diese Shopping Mall auf den etablierten innerstädtischen Einzelhandel und die Stadtentwicklung Hildesheims insgesamt hat. Die vorliegende Studie zeigt, dass die Arneken Galerie bislang trotz einer ausgeprägten Leerstandsproblematik überwiegend positive Impulse setzen konnte, die sich beispielsweise in der Erhöhung der Einzelhandelszentralität ausdrücken. Eine Benachteiligung der angestammten Einzelhändler im Hauptgeschäftsbereich der Fußgängerzone durch eine zu starke Verlagerung der Passantenströme in die Arneken Galerie ist ausgeblieben. Vielmehr sind intensive Kopplungsbeziehungen zwischen dem neuen Einkaufszentrum und der Fußgängerzone feststellbar. An die Arneken Galerie sollten jedoch nicht zu hohe Erwartungen hinsichtlich der Generierung zusätzlicher Umsätze oder der Erweiterung des Marktgebietes gestellt werden, welche vor dem Hintergrund schwieriger allgemeiner Rahmenbedingungen für den Einzelhandel in Deutschland nicht realistisch sind. Stattdessen ist den Einzelhändlern in der Fußgängerzone und in der Arneken Galerie zu empfehlen, zusammenarbeiten, um sich gemeinsam für das digitale Zeitalter zu rüsten und Lösungen zur Integration von Online-Handel und stationärem Handel zu entwickeln. Denn die zukünftige Attraktivität der Innenstädte wird nicht zuletzt dadurch bestimmt werden.

Schlüsselwörter: Einzelhandel, innerstädtische Shopping Center, Konsum, Hildesheim

Summary

Arneken Galerie as an inner-city shopping center was opened in Hildesheim in March 2012. Both, before and since the opening, it has been discussed controversially, which effects the new shopping mall would have on the established inner-city retail industry and Hildesheim's urban development. This study shows that despite its problem concerning vacant shops Arneken Galerie was able to give positives incentives to Hildesheim so far, which find their expression for example in a higher retail centrality index. Thus, retailers residing in the pedestrian zone do not experience disadvantages caused by shifting pedestrian streams. In fact, intense interconnecting practices by consumers between the new shopping center and the pedestrian zone were identified. However, against the background of difficult general conditions in the retail industry in Germany, Arneken Galerie should not be confronted with disproportionate high expectations regarding the generation of additional sales volume or the expansion of the market area. Instead, it is recommended that retailers both, in the pedestrian zone and in Arneken Galerie cooperate in order to get equipped for the digital era as the attractiveness of inner cities will be more and more influenced by the ability of retailers to find joint solutions for integrating bricks and mortar businesses and online trade.

Key words: retail, inner-city shopping centers, consumption, Hildesheim

1 Einleitung

In Europa gelten die Innenstädte noch immer als das Herz des Handels. Kompakte Stadtkerne, in denen sich große Teile des Einzelhandels auf engem Raum zusammenfinden und die auch über die Stadtgrenzen hinaus die umliegende Bevölkerung mit Waren versorgen, werden daher auch heute noch als bedeutend für eine positive Stadtentwicklung betrachtet. Eine Stadt ohne Handel mag man sich nicht vorstellen. Daher baut das Konzept der Zentralen Orte, ein Grundpfeiler der deutschen Raumordnungspolitik, auf diesem Verständnis der Symbiose von Handel und Stadt auf (WEHRHEIM 2007).

Spätestens seit den 1980er Jahren kam es jedoch immer mehr zu Verlagerungen des Einzelhandels in nicht-integrierte Lagen an den städtischen Rändern. Sich wandelnde Verkaufskonzepte führten zu höheren Flächenansprüchen bei den Einzelhändlern, welche auf der „grünen Wiese“, wo entsprechender Platz verfügbar ist, besser zu realisieren waren als in den Innenstädten. So entstanden nach amerikanischem Vorbild Einzelhandelsentwicklungen oder ganze Shopping-Center¹ mit einer Vielzahl an Geschäften in vielen Orten in Deutschland außerhalb der Innenstädte. Insgesamt stellt dieser Prozess den innerstädtischen Einzelhandel vor große Herausforderungen, da er mit kleineren Verkaufsflächen, teilweise schlechter Verkehrsanbindung, Parkplatzmangel u.ä. zu kämpfen hat. Aber auch für die Stadtentwicklung sind diese Ausprägungen des Urban Sprawls sehr ungünstig, da sie einerseits an den städtischen Rändern zu einem hohen Flächenverbrauch führen, andererseits aber in den Innenstädten zunehmend Leerstände zu verzeichnen sind, welche diese an Attraktivität verlieren lassen. Durch die Verlagerung des Handels in kleinere randstädtische Gemeinden wird zudem das Konzept der Zentralen Orte in Frage gestellt.

Ein Ziel der Stadtentwicklungspolitik in Deutschland in den letzten 20 Jahren war es daher, wieder mehr Kaufkraft in die Innenstädte zu lenken, um deren Lebendigkeit zu erhalten. Großflächige innerstädtische Shopping Center als überdachte Einzelhandelsstandorte für umfangreiche Geschäftsansiedelungen, die den Anteil der Verkaufsfläche in den Innenstädten erhöhen, gleichzeitig durch integrierte Parkhäuser auch das Parkplatzdefizit in Angriff nehmen und durch die Eingliederung von Restaurants sowie die Durchführung von Events auch der zunehmenden Erlebnisorientierung deutscher Konsumenten gerecht werden, wurden hierfür als Lösung herangezogen.

Auch in Hildesheim wurde im Jahr 2009 mit dem Bau eines innerstädtischen Shopping Centers, der Arneken Galerie, begonnen, welche im März 2012 eröffnete. Damit wurde im Vergleich zu anderen deutschen Städten erst relativ spät ein solches Einkaufszentrum realisiert. Begleitet wurde und wird dieser Prozess von kontroversen Diskussionen darüber, ob die Arneken Galerie die an sie gestellte Erwartung einer Belebung des innerstädtischen Einzelhandels erfüllt oder ob nicht viel mehr die angestammten innerstädtischen Geschäfte unter der neuen Einzelhandelskonkurrenz zu leiden haben (z.B. HAZ 2015a).

Diese Studie untersucht die Auswirkungen der Arneken Galerie auf den etablierten innerstädtischen Einzelhandel in der Fußgängerzone und überprüft damit eine erste Bewertung aus dem Jahr 2013 (PANZER-KRAUSE 2013). Dabei werden neben einzelhandelsrelevanten Kennzahlen vor allem die Einkaufspraktiken der die Innenstadt aufsuchenden Konsumenten beleuchtet. In Kapitel 2 wird zunächst auf die allgemeinen Zukunftsperspektiven des Einzelhandels in deutschen Innenstädten eingegangen. Hierzu werden zentrale Muster des Strukturwandels im Einzelhandel skizziert, um sodann Erfahrungen mit innerstädtischen Shoppingzentren als stadtplanerischem Instrument zum Erhalt vitaler Innenstädte zu erörtern. Darüber hinaus wird auch der Online-Handel als zunehmender Konkurrent für den stationären Einzelhandel thematisiert. Während Kapitel 3 auf die Methodik der empirischen Studie eingeht, werden in Kapitel 4 die Ergebnisse dieser präsentiert. Dabei werden die Einzelhandelsstruktur und die Problematik von Leerständen ebenso betrachtet wie Passantenströme, die Einkaufspraktiken der Konsumenten und die Beliebtheit der Hildesheimer Innenstadt als Einkaufsort. Kapitel 5 fasst die Erkenntnisse zusammen.

¹ Synonym werden auch folgende Begriffe gebraucht: Shopping-Zentrum, Einkaufszentrum, Shopping Mall.

2 Perspektiven des Einzelhandels in den Innenstädten

2.1 Innenstädte als Herz des Handels?

Viele deutsche Städte sind aus mittelalterlichen Handelsplätzen hervorgegangen, in denen auf einem zentralen Marktplatz der Austausch von Waren stattgefunden hat. Auch heute noch übernimmt der Handel eine wichtige Funktion in den Städten in Deutschland. Allerdings hat sich das Verhältnis von Stadt und Markt deutlich gewandelt. WEHRHEIM (2007: 7) bringt es auf den Punkt:

„Brauchte früher die Stadt den Markt und der Markt die Stadt, so verliert diese enge Bindung an Bedeutung [...]. Die Stadt braucht [der Markt] nicht mehr zwingend [...]. Umgekehrt ist es anders: Die Stadt braucht den Markt nach wie vor oder zumindest wird nicht darüber nachgedacht, inwieweit städtische Qualität auch ohne eine Fixierung auf Handel denkbar wäre“.

In den Innenstädten wurde der Einzelhandel in den 1960er Jahren vielerorts durch den Ausbau von Fußgängerzonen bereichert, die das Einkaufserlebnis der Konsumenten steigerten. Jedoch setzte spätestens in den 1980er Jahren – angetrieben durch die zunehmende Motorisierung der Bevölkerung – ein Trend zur Verlagerung von Einzelhandelsflächen aus den Innenstädten in städtische Randlagen ein. Diese Einzelhandelsstandorte auf der „grünen Wiese“ hatten mehrere Vorteile gegenüber innerstädtischen Lagen. Hierzu zählte insbesondere die Verfügbarkeit größerer Flächen, die den Ansprüchen sich neu etablierender Verkaufskonzepte wie Selbstbedienungsmärkte mit großer Sortimentsauswahl besser entsprachen. Auch riesige Shopping Center mit einer großen Anzahl an Geschäften und Erlebniselementen wie Restaurants, Kinos, wechselnden Veranstaltungen u.ä. entstanden. Die Erschließung für den Pkw-Verkehr war leicht zu realisieren, große Parkplätze entstanden in unmittelbarer Nähe zum Einkaufsort.

Allerdings führte diese Entwicklung zu einer steigenden Zahl von Leerständen in den innerstädtischen Einzelhandelslagen, die deren Attraktivität zunehmend verminderten. Nicht zuletzt trugen die Merkmale innerstädtischer Hauptgeschäftsbereiche wie urbane Dichte mit geringem Flächenpotential oder der schwierige Zugang für den motorisierten Individualverkehr durch Fußgängerzonen sowie Parkplatzmangel zu dieser Situation bei.

Eine Konsequenz daraus ist, dass in den Innenstädten nicht alle Sortimente gleichermaßen erfolgreich verkauft werden können. Waren, die leicht zu transportieren sind und geringe Verkaufsflächen benötigen, dominieren daher den innerstädtischen Einzelhandel. Dementsprechend lässt sich eine starke Textilisierung, d.h. eine Fokussierung auf Bekleidungsgeschäfte feststellen. Gleichzeitig ist eine erhöhte Uniformität des Einzelhandels in den innerstädtischen A-Lagen, also jenen Lagen, die 70-100% der höchsten Passantenfrequenz aufweisen, zu beobachten. Grund hierfür ist die steigende Filialisierung im Einzelhandel, die dazu führt, dass die stärkeren Filialisten Inhaber geführte Geschäfte vermehrt aus den beliebtesten Lagen des Hauptgeschäftsbereichs in die B- und C-Lagen verdrängen, welche weniger stark von Passanten frequentiert werden. Regionale Einzelhandelsbesonderheiten verlieren damit an Bedeutung oder gehen nach und nach ganz verloren. Auch hierdurch verliert der Einzelhandel insbesondere in weniger begünstigten Städten an Bedeutung. Wenngleich die Innenstädte auch weiterhin wichtige Einzelhandelsstandorte darstellen, haben sie bereits als „Identität stiftende urbane Mitte und Bühne der städtischen Gesellschaft“ (PEPPEL 2006: 150) an Relevanz verloren.

2.2 Effekte von Shopping Centern in innerstädtischen Lagen

Ein Bedeutungsverlust der Innenstädte auf der einen Seite und eine fortwährende Zersiedelung an den städtischen Rändern auf der anderen Seite sind jedoch aus stadtplanerischer Sicht nicht wünschenswert. Um dieser Entwicklung entgegen zu treten, wurde seit den 1990er Jahren an stadtplanerischen Instrumenten gearbeitet, die die Vitalität der Innenstädte als Herz des Handels und „ideelle Mitte europäischer Städte“ (KÜHN 2008) bewahren sollen. Neben raumordnerischen Beschränkungen bezüglich des Baus von Einkaufszentren auf der „grünen Wiese“ ist eines der wichtigsten Instrumente hierfür die

Entwicklung von Shopping Centern in innerstädtischen Lagen. Laut KRÜGER & WALTHER (2007: 191) werden sie als „wichtige Bausteine gesehen, um die Innenstädte gegen die Konkurrenz auf der „grünen Wiese“ zu stärken und im zunehmenden Standortwettbewerb zu profilieren“.

Als Shopping Mall wird „eine zentral geplante, großflächige Versorgungseinrichtung des Einzelhandels [bezeichnet], die aufgrund ihrer meist großzügigen architektonischen Gestaltung eine Vielzahl kleinerer Fachgeschäfte in Verbindung mit zwei oder drei großflächigen Magnet-/Ankerbetrieben vereint“ (DORENKAMP & MOSSIG 2010: 6). Zusätzlich beherbergen sie auch Gastronomie- und Dienstleistungsbetriebe und organisieren Events. Als nicht-öffentliche Räume werden sie von einem Center-Management geleitet, welches die Betreiber-Gesellschaft – in der Regel international operierende Investoren – einsetzt und mit der Zusammenstellung des Branchenmix‘ betraut. Auch die Organisation gemeinschaftlicher Aufgaben wie gemeinsame Marketing-Aktionen oder die Einhaltung von Ordnung und Sauberkeit werden vom Center-Management übernommen und über Mieterumlagen finanziert (DORENKAMP & MOSSIG 2010: 6).

Durch die Verfügbarkeit zusätzlicher Verkaufsflächen erhoffen sich Stadtplaner Zentralitätsgewinne für die Innenstädte, die sich auch für die etablierten Hauptgeschäftsbereiche durch Kaufkraftzuflüsse positiv auswirken. Ziel ist es, durch die Magnetfunktion von Shopping Malls mehr Konsumenten in die Innenstädte zu lotsen (DORENKAMP & MOSSIG 2010: 7). Wie aus Abb. 1 hervorgeht, ist dementsprechend seit Anfang der 1990er Jahre ein rasanter Anstieg der Zahl von Einkaufszentren mit mindestens 10.000 m² Verkaufsfläche in Deutschland von 93 im Jahr 1990 auf 463 im Jahr 2015 zu verzeichnen (EHI RETAIL INSTITUTE 2015a). Dabei konstatiert KÜHN (2008), dass sich inzwischen der größte Teil dieser Shopping Center in innerstädtischen Lagen befindet. Ebenso hat sich die Gesamtverkaufsfläche in Shopping Malls von 2.780.700 m² im Jahr 1990 auf 14.849.100 m² im Jahr 2015 mehr als verfünffacht. Allerdings scheint der Trend der Entwicklung von Shopping Centern inzwischen zu stagnieren. Wenngleich nunmehr auch Mittelstädte in den Fokus der Entwicklergesellschaften gerückt sind, steigt die Anzahl der Neuöffnungen nur noch langsam (KÜHN 2008, KRÜGER 2014).

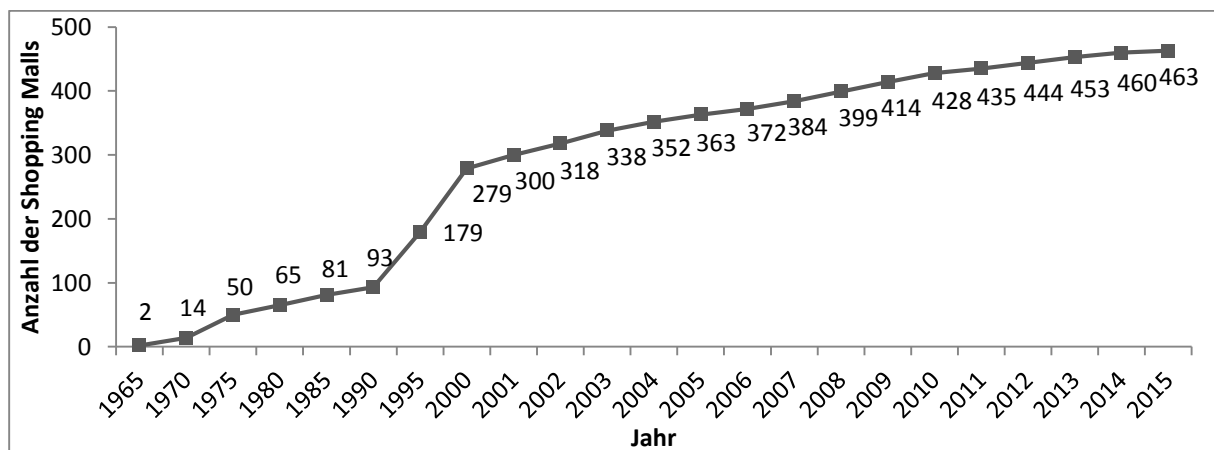


Abb. 1: Entwicklung der Anzahl der Shopping Malls in Deutschland (Quelle: eigene Darstellung nach EHI RETAIL INSTITUTE 2015b).

Häufig werden negative Auswirkungen für den etablierten innerstädtischen Einzelhandel durch neue Shopping Malls befürchtet. Wenn keine weiteren Umsatzsteigerungen durch den Bau eines Shopping Centers erzielt werden, ist von Umverteilungseffekten auszugehen, die auf Grund der neu geschaffenen Verkaufsflächen mit oftmals besseren Flächenangeboten zu Lasten der etablierten Einzelhändler in der Fußgängerzone gehen (DORENKAMP & MOSSIG 2010: 7-8, KÄSTNER 2010: 13). So zeichnen KRÜGER & WALTHER (2007) ein insgesamt düsteres Bild. In ihrer Studie, in der sie die Auswirkungen innerstädtischer Shopping Center auf die gewachsenen Strukturen deutscher Zentren untersucht haben, stellen

sie zwar fest, dass in den Innenstädten, die über ein Shopping Center verfügen, die Einzelhandelszentralität leicht gestiegen ist. Allerdings ist gleichzeitig der Einzelhandelsumsatz pro Kopf deutlich zurückgegangen. Wenngleich ähnliche Umsatzentwicklungen auch in Städten ohne Shopping Center ausgemacht werden, kann die Einzelhandelszentralität, die die Sogkraft eines Standortes widerspiegelt, nicht darüber hinwegtäuschen, dass innerstädtische Shopping Center in der Regel nicht in der Lage sind, insgesamt mehr Kaufkraft zu generieren.

Weiterhin weisen KRÜGER & WALTHER (2007: 196-199) nach, dass durch die Ansiedlung innerstädtischer Einkaufszentren auf Grund des gestiegenen Verkaufsflächenangebots im Zeitraum zwischen 1996 und 2006 in den etablierten Geschäftslagen von 50 kreisfreien westdeutschen Städten mit bis zu 500.000 Einwohnern die Mietpreise um 3% und die Immobilienwerte um 12% sanken. Die Mietpreise, die in engem Zusammenhang mit den Umsatzchancen an einem Standort zu sehen sind, lassen international agierende Filialisten vor allem in die Shopping Center abwandern und ihre Filialen in den Fußgängerzonen aufgeben. Damit nimmt die Investitionsbereitschaft von Grundstückseigentümern in abgewerteten Einzelhandelslagen ab. Mit Geschäftsverlagerungen in innerstädtische Shopping Center einhergehend sind Geschäftsaufgaben und (vorübergehende) Leerstände in den etablierten Hauptgeschäftsbereichen der City. In der Folge werden diese Ladenlokale oftmals mit Gastronomiebetrieben, Handy-Shops, Friseuren oder 1€-Shops neu besetzt, so dass sich die Angebotsstruktur in den angestammten Hauptgeschäftslagen wandelt. Je nach Standort eines neuen innerstädtischen Einkaufszentrums verändern sich zudem die Wegebeziehungen und Passantenströme in der City zum Teil erheblich. Insgesamt führen diese Prozesse vielfach zu einem Trading Down in den etablierten innerstädtischen Hauptgeschäftslagen (KRÜGER & WALTHER 2007: 200-202).

Auch andere Studien kommen zu vergleichbaren Ergebnissen. So konstatiert KÜHN (2008) die gleichen negativen Effekte von Shopping Centern in innerstädtischen Lagen. PEPPEL (2006) weist am Beispiel der Stadt Siegen ebenso auf eine neue Konkurrenz zwischen innerstädtischen Einkaufszentren und dem etablierten Einzelhandel in den Hauptgeschäftslagen hin. BRUNE, JUNKER & PUMP-UHLMANN (2006) sprechen gar von einem „Angriff auf die City“. Aus Kundensicht jedoch stellen sich Shopping Center als Erfolg dar. Von einem Großteil der Konsumenten werden sie regelmäßig besucht. So zeigen beispielsweise DORENKAMP & MOSSIG (2010: 9-10) in einer Untersuchung des Einzelhandels der Stadt Gießen, dass 64% der insgesamt 2.415 Befragten in der Eröffnung der Galerie „Neustädter Tor“ im Jahr 2005 eine Attraktivitätssteigerung für die Gießener Innenstadt sahen. Darüber hinaus ließ sich ein erweiterter Einzugsbereich in Folge der Center-Eröffnung feststellen.

SCHULTE (2011: 311) macht deutlich, dass „Quantität, Qualität und Intensität städtebaulicher Auswirkungen von Einkaufszentren im Wesentlichen von der Wahl des Standortes abhängen“. Damit Shopping Malls positive Impulse für die Innenstädte geben können, müssen sie in räumlicher, funktionaler und gestalterischer Hinsicht gut in die bestehenden Einzelhandelsstrukturen integriert sein. In räumlicher Hinsicht sollte ein Einkaufszentrum möglichst in unmittelbarer Nähe zum angestammten Hauptgeschäftsbereich etabliert werden. DORENKAMP & MOSSIG (2010: 8) schlagen vor, dass eine Distanz zwischen Einkaufszentrum und Fußgängerzone nicht mehr als 200-300 Meter betragen soll. Zudem ist darauf zu achten, dass der angestammte Hauptgeschäftsbereich nicht durch Brücken oder viel befahrene Straßen vom Shopping Center abgetrennt wird. In funktionaler Hinsicht versprechen innerstädtische Einkaufszentren am ehesten positive Auswirkungen, wenn sie das Angebot der etablierten Einzelhandelslagen ergänzen. Die Realisierung derartiger komplementärer Funktionen scheint jedoch in der Umsetzung erheblichen Schwierigkeiten zu unterliegen. In gestalterischer Hinsicht sollte schließlich von einer inneren Geschlossenheit und Auf-sich-Bezogenheit von Shopping Centern abgesehen, und stattdessen eine architektonische Verzahnung mit dem Umfeld gewährleistet werden (KRÜGER & WALTHER 2007: 204).

Dieser oftmals negativen Argumentation bezüglich innerstädtischer Einkaufszentren stellen EPPLE & PETER (2010: 4) allerdings entgegen, dass in einem Großteil der durchgeführten Studien „der Wettbewerbsgedanke innerhalb von Innenstädten vollkommen ausgeblendet wird“. In der Regel scheint es

oberstes Ziel zu sein, die angestammten Einzelhändler in den Hauptgeschäftslagen der Fußgängerzonen in ihren bestehenden Strukturen zu schützen, ohne deren Wettbewerbsfähigkeit und Innovationskraft zu hinterfragen. Auch der interkommunale Wettbewerb des Einzelhandels zwischen verschiedenen Städten hat sich intensiviert, wobei der angestammte Einzelhandel in den Hauptgeschäftsbereichen oftmals strukturelle Defizite gegenüber neueren Konzepten in Shopping Centern aufweist. In diesem Zusammenhang kommt PEPPEL (2006: 149) am Beispiel der Stadt Siegen zu dem Ergebnis, dass ein „[monokausaler Zusammenhang zwischen Erosionsprozessen [des angestammten innerstädtischen Einzelhandels] und Center-Ansiedlung nicht zutreffend“ ist. Eine einseitige Konservierung bestehender Strukturen kann eine Verlagerung von Kaufkraftpotentialen auf andere Einzelhandelsstandorte nach sich ziehen und ist deswegen nicht zukunftsweisend. Vielmehr ist es für eine langfristige Vitalität der Innenstädte wichtig, eine fortlaufende Modernisierung der Einzelhandelsstrukturen – gemessen an den Bedürfnissen von Einzelhändlern und Konsumenten – zu ermöglichen.

2.3 Online-Handel als zunehmender Konkurrent für den stationären Einzelhandel

Dass ein fortwährender Wandel des stationären Einzelhandels in den Innenstädten mit Blick auf seine Wettbewerbsfähigkeit notwendig ist, wird nicht nur durch die Einzelhandelsstandorte auf der „grünen Wiese“ und neuere Ansiedlungen in innerstädtischen Shopping Centern, welche die angestammten Händler unter Druck setzen, deutlich, sondern zeigt sich auch am Online-Handel, der den klassischen Einzelhandel in zunehmendem Maße in Bedrängnis bringt. Im Gegensatz zum stationären Einzelhandel, bei dem der Verkauf von Waren an einem physischen Ort realisiert wird, an dem Käufer und Verkäufer zusammentreffen, ist der Online-Handel als Weiterentwicklung des Versandhandels durch einen Distanzkauf von Waren gekennzeichnet, wobei zumindest die Bestellung und die Bestellbestätigung online durchgeführt werden (BECKER 2000). Online-Handel wird über Online-Shops, welche von einzelnen Unternehmen geführt werden, oder Online-Marktplätze (z.B. amazon) realisiert. Er hat das Potential, die räumlichen Versorgungsstrukturen, die derzeit noch mittels des Konzepts der Zentralen Orte raumordnerisch gesteuert werden, gravierend zu verändern.

Der Online-Handel konnte von einigen Trends im Einzelhandel profitieren und dadurch seine Position gegenüber dem stationären Einzelhandel stärken. Hierzu gehören u.a. der Trend zur Disintermediation, d.h. der Verzicht auf Zwischenhändler, der Trend zum Smart-Shopping, der im Internet mit Hilfe von Preisvergleichsseiten realisiert werden kann, der Trend zum Verzicht auf personalintensive Beratungsleistungen sowie der Trend zur Sortimentsexplosion (STEPPER 2015: 98-99).

Obgleich sich grundsätzlich alle Produkte im Internet verkaufen lassen, stellt STEPPER (2015: 93) fest, dass sich bestimmte Waren besonders für den Online-Handel eignen. Hierzu zählen solche Produkte, die eine geringe Komplexität hinsichtlich ihres Erklärungsbedarfs und ihres logistischen Vorgangs aufweisen und die sich zudem durch eine geringe emotionale Bindung zum Kunden auszeichnen wie beispielsweise klassische Standard- und Markenartikel oder digitale bzw. digitalisierbare Produkte. Große Popularität im Online-Handel hat die Produktgruppe der Bücher sowie das Kleidungs-/Mode- und Schuhsegment. Ähnliches gilt für den Kauf von Musik. Auch Computerhardware, -software und -zubehör, Telekommunikationsprodukte wie Handys oder Smartphones, Einrichtungsgegenstände und Sportartikel werden gern online gekauft (STEPPER 2015: 103, STATISTA 2015). Diese im Online-Handel beliebten Warengruppen sind jedoch gleichzeitig auch die für den innerstädtischen Einzelhandel relevanten Sortimente, weil sie den Rahmenbedingungen des Handels in Innenstädten (v.a. geringer Flächenanspruch, problemloser Transport) gut entsprechen.

Die starke Konkurrenz, die für den innerstädtischen Einzelhandel vom Online-Handel ausgeht, wird zudem auch anhand der Betrachtung der Entwicklung der Umsätze im Online-Handel deutlich. Wie aus Abb. 2 hervorgeht, haben sich diese zwischen 2005 und 2014 von 13,8 Mrd. EUR auf 39,0 Mrd. EUR weit mehr als verdoppelt, wobei für 2015 ein weiterer Anstieg auf 43,6 Mrd. EUR prognostiziert wurde. Da sich die einzelhandelsrelevante Kaufkraft in diesem Zeitraum kaum verändert hat, treten auch hier Umverteilungseffekte weg vom klassischen stationären Einzelhandel hin zum Online-Handel auf.

Wenngleich der Anteil des Online-Umsatzes am Gesamteinzelhandelsumsatz im Jahr 2013 nur 7,6% betrug, wird davon ausgegangen, dass sich dieser bis zum Jahr 2020 auf ca. 22% steigern wird (STEPPER 2015: 106-107).

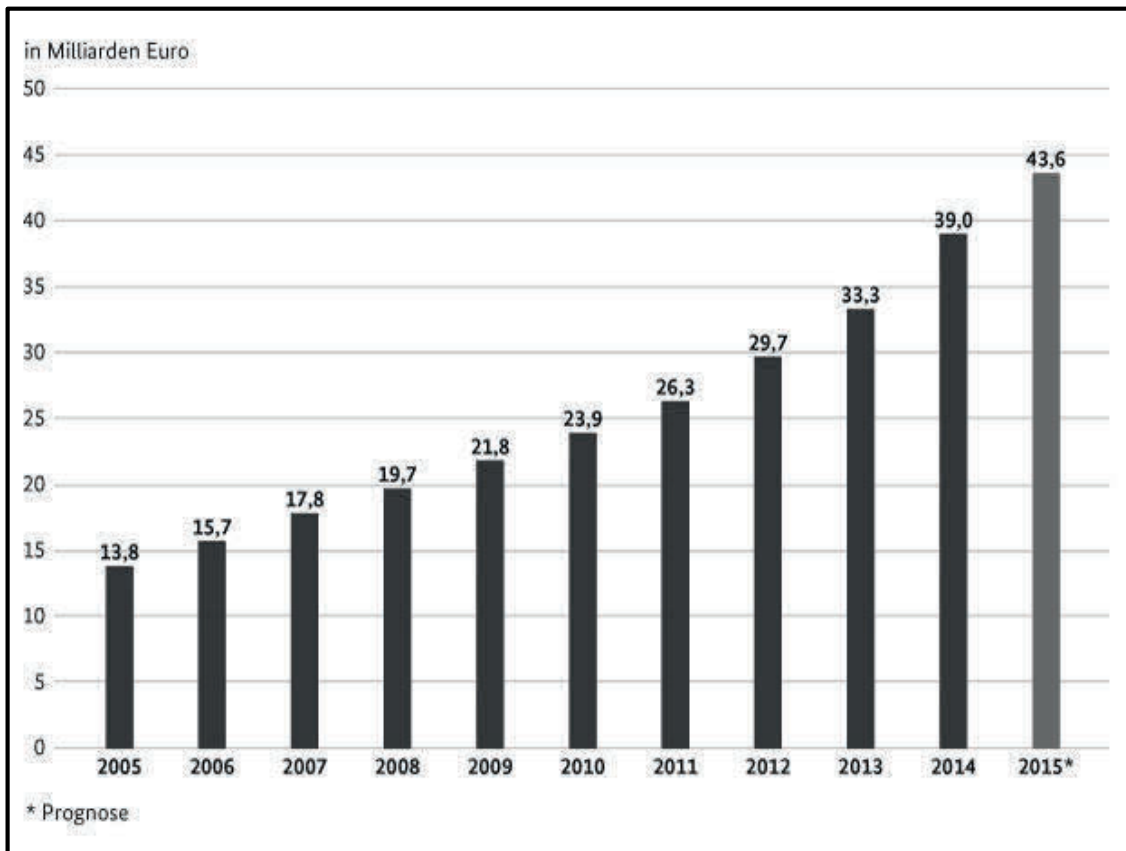


Abb. 2: Umsatzentwicklung im Online-Handel (Quelle: HDE HANDELSVERBAND DEUTSCHLAND 2015).

Konsumenten zeigen allerdings kein konsistentes Kaufverhalten mehr. Vielmehr sind ihre Konsumpraktiken durch Multioptionalität gekennzeichnet. Dies bedeutet, dass die Konsumenten in ihrem Kaufentscheidungsprozess kaum noch berechenbar sind, welcher sich durch Spontaneität und Sprunghaftigkeit auszeichnet, um ihren Bedürfnissen nach Flexibilität sowie Unabhängigkeit hinsichtlich der Wahl des Kaufzeitpunktes und der Händler gerecht zu werden. So können Konsumenten einmal erlebnis- und bequemlichkeitsorientiert einkaufen, ein anderes Mal jedoch Wert auf Schnelligkeit und günstige Preise legen. Gerade das sogenannte Channel Hopping, d.h. das ständige Wechseln der Verkaufskanäle ist charakteristisch für Multioptionalität. Dies bezieht sich insbesondere auf einen Wechsel zwischen stationären Einzelhandelskanälen und internetbasierten Kanälen (STEPPER 2015: 179-180).

Der Einzelhandel ist daher gut beraten, die separierende Betrachtung von stationärem Handel und Online-Handel aufzugeben und stattdessen Instrumente zur Verknüpfung von Online- und Offline-Handel im Sinne eines Multi-Channel-Retailing zu entwickeln und umzusetzen. Hierzu gehören neben dem parallelen Angebot von Ladengeschäft und Online-Shop auch innovative Ladenkonzepte, die die Nutzung digitaler Medien in den Kaufprozess integrieren (STEPPER 2015: 191-192). Im Verbund mit anderen innerstädtischen Akteuren sind zudem Möglichkeiten der Verknüpfung von Einkäufen mit anderen Aktivitäten wie Gastronomiebesuchen, Arztbesuchen oder Treffen mit Freunden auszuloten.

Die Ausführungen machen deutlich, dass innenstadt-integrierte Shopping Center nicht als einzige Herausforderung für den angestammten innerstädtischen Einzelhandel zu betrachten sind. Aus stadtplanerischer Sicht leisten sie als Magneten für viele Konsumenten sogar einen wichtigen Beitrag zur Attraktivitätssteigerung der Innenstädte, welche helfen kann, den innerstädtischen Einzelhandel auch für das digitale Zeitalter zu rüsten.

3 Methodik

Um die Entwicklung des innerstädtischen Einzelhandels in Hildesheim seit der Eröffnung der Arneken Galerie als innenstadt-integriertem Shopping Center bewerten zu können, wurden in den Jahren 2013, 2014 und 2015 jeweils im Juni von Studierenden des Instituts für Geographie der Universität Hildesheim empirische Daten in der Hildesheimer Innenstadt erhoben. Hierfür wurden sowohl Einzelhandelskartierungen als auch Passantenfrequenzzählungen und Passantenbefragungen durchgeführt. Zusätzlich wurden bereits im Jahr 2011 von Hildesheimer Geographiestudierenden durchgeführte Einzelhandelskartierungen sowie verfügbare einzelhandelsrelevante Kennzahlen für die Untersuchung hinzugezogen.

Die Kartierungen zur Struktur des innerstädtischen Einzelhandels wurden in der gesamten Fußgängerzone zwischen Schuhstraße und Hauptbahnhof (d.h. Hoher Weg, Almsstraße, Bernwardstraße) sowie in der Arneken Galerie realisiert. Die Analyse dieser sich wiederholenden Bestandsaufnahmen hinsichtlich der Geschäfte in der Hildesheimer Innenstadt soll in erster Linie Aufschluss darüber geben, welche Veränderungen sich in Bezug auf die Leerstandssituation in der Fußgängerzone und in der Arneken Galerie ergeben haben.



Abb. 2: Standorte der Passantenfrequenzzählungen (Quelle: PANZER-KRAUSE 2013).

Die Passantenfrequenzzählungen wurden jeweils zeitgleich an drei Standorten in der Hildesheimer Innenstadt durchgeführt – am Hohen Weg, am Südeingang der Arneken Galerie und in der Bernwardstraße (siehe Abb. 2). Ziel war es zu ermitteln, welche Innenstadtbereiche am häufigsten frequentiert werden und damit die höchste Attraktivität aufweisen. Die Zählungen wurden jeweils an einem Werktag und an einem Samstag in beiden Gehrchtungen und zu verschiedenen Tageszeiten durchgeführt. In den Jahren 2013 und 2014 fanden die Samstagszählungen jeweils während des Hildesheimer Stadtfests „Hildesia“ statt, welches für höhere Besucherzahlen in der Innenstadt sorgte. Das Wetter, welches einen großen Einfluss auf die Quantität der Passantenströme hat, war in allen drei Jahren

überwiegend heiter und trocken. Die Temperaturen waren sommerlich und lagen zwischen 15°C und 25°C.

Auch die Passantenbefragungen zu Konsumpraktiken wurden in der Hildesheimer Innenstadt an den drei Zählstationen am Hohen Weg, in der Arneken Galerie und in der Bernwardstraße mit Hilfe eines Fragebogens realisiert. Große Teile des Fragebogens waren in allen drei Befragungsperioden identisch, was eine Bewertung der Entwicklung der Konsumpraktiken ermöglicht. Im Jahr 2013 konnten insgesamt 844 Passanten befragt werden, im Jahr 2014 wurden 723 Personen erreicht, im Jahr 2015 waren es 310 Menschen. Tabelle 1 fasst wichtige Metadaten zu den empirischen Erhebungen zusammen.

Tab. 1: Metadaten zu den empirischen Erhebungen 2013 bis 2015 im Überblick.

	2013	2014	2015
Kartierungs- und Befragungszeitraum	11-15.06.2013	24.-28.06.2014	09.-13.06.2015
Anzahl befragter Personen	844	723	310
Zeitraum der Passantenzählungen	Di, 11.06., 9-20 Uhr; Sa, 15.06., 9-12 Uhr + z.T. 12-20 Uhr	Mo, 23.06., 9-20 Uhr; Sa, 28.06., 9-20 Uhr	Do, 11.06., 10-12 Uhr + 14-16 Uhr; Sa, 13.06. 10-12 Uhr + 14-16 Uhr
Besonderheiten	15.06.: Stadtfest	28.06.: Stadtfest	

4 Entwicklungstendenzen des innerstädtischen Einzelhandels in Hildesheim

4.1 Einzelhandelsstruktur und die Problematik von Leerständen

Das im Auftrag der Stadt Hildesheim von der CIMA (2008) erstellte Einzelhandelskonzept fasst typische Merkmale der Hildesheimer Einzelhandelsstruktur zusammen. Demnach konnte die Stadt im Jahr 2008 als ein stabiler Einzelhandelsstandort bezeichnet werden, der mit einer Einzelhandelszentralität von 131,4 den Erwartungen an ein Oberzentrum mit Ausstrahlung auf sein Umland gerecht wurde. Als Kerngebiet für den Hildesheimer Einzelhandel wurde die Innenstadt, die zwischen dem Hauptbahnhof im Norden und der Schuhstraße im Süden liegt und die Fußgängerzone sowie das angrenzende Straßennetz beinhaltet, identifiziert. Im Jahr 2008 befanden sich in diesem Gebiet 379 von insgesamt 846 Einzelhandelsbetrieben und damit etwas weniger als die Hälfte aller Einzelhandelsbetriebe in Hildesheim. Auf diese Einzelhandelsgeschäfte fielen mit lediglich 62.189 m² Verkaufsfläche weniger als ein Viertel der Gesamtverkaufsfläche des Hildesheimer Einzelhandels. Auch wurde in der Innenstadt mit 213,6 Mio. EUR weniger als ein Drittel des Gesamtumsatzes von 735 Mio. EUR erwirtschaftet. Ein wesentlicher Grund für diese Situation waren großflächige Einzelhandelsansiedlungen in städtischen Randlagen an der Bavenstedter Straße und am Cheruskerring/Römerring mit jeweils 38.674 m² bzw. 55.867 m² Verkaufsfläche (CIMA 2008: 28, 34-39). Um die Attraktivität der Innenstadt auch zukünftig zu bewahren, empfahl die CIMA (2008) daher, den Anteil der Verkaufsfläche in der Innenstadt durch geeignete Flächenerschließungen voranzutreiben.

Dies wurde in Form der Arneken Galerie als einem innerstädtischen Shopping Center realisiert. Hierfür wurde bereits im Jahr 2005 erstmals ein Konzept vom Investor Multi Development und der Sparkasse Hildesheim vorgestellt. 2006 stimmte der Stadtentwicklungsausschuss geschlossen für den Bau der Arneken Galerie in der Arnekenstraße – nur ca. 110 m von der Fußgängerzone in der Almsstraße entfernt. Die Bauarbeiten begannen schließlich im Jahr 2009. Im März 2012 eröffnete das Shopping Center mit einer Verkaufsfläche von rund 27.000 m² sowie 400 zusätzlichen innerstädtischen

Parkplätzen. Während die Arneken Galerie im Jahr 2011 von der niederländischen Corio-Gruppe übernommen wurde, wechselte sie 2014 erneut den Eigentümer und wurde vom französischen Shopping Mall-Betreiber Klépierre aufgekauft (HAZ 2015b).

Bei einer Einzelhandelskartierung in der Hildesheimer Innenstadt im Jahr 2011 vor Eröffnung der Arneken Galerie konnte festgestellt werden, dass in der Fußgängerzone (Hoher Weg, Almsstraße, Bernwardstraße) insgesamt 126 Ladeneinheiten angesiedelt waren. 91 dieser Einheiten beherbergten Einzelhandelsgeschäfte. Drei der 126 Ladeneinheiten standen leer. Vier Jahre später, im Jahr 2015, wurden in der Fußgängerzone 135 Ladeneinheiten kartiert, wobei davon 102 durch Einzelhandelsgeschäfte besetzt waren. Die Zahl der Leerstände war auf neun gestiegen (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Einzelhandelsbesatz und Leerstände in der Fußgängerzone (Hoher Weg, Almsstraße, Bernwardstraße) 2011 und 2015.

	2011	2015
Anzahl der Ladeneinheiten	126	135
Anzahl der Ladenleerstände	3	9

Tab. 3: Einzelhandelsbesatz und Leerstände in der Arneken Galerie 2012 und 2015.

	2012	2015
Anzahl der Ladeneinheiten	85	85
Anzahl der Ladenleerstände	25	21

In der Arneken Galerie stehen seit März 2012 hingegen 85 Ladeneinheiten zur Verfügung, wovon zum Zeitpunkt der Eröffnung 60 vermietet waren. Im Juni 2015 war die Zahl der Leerstände nur geringfügig von 25 auf 21 gesunken. Die 64 vermieteten Ladeneinheiten wurden durch 47 Einzelhandelsgeschäfte, sechs Dienstleistungsgeschäfte sowie neun Gastronomiebetriebe belegt (siehe Tab. 3).

Diese Zusammenstellung zeigt deutlich, dass die Arneken Galerie mit einer erheblichen Leerstandsproblematik zu kämpfen hat, denn selbst im vierten Jahr nach der Center-Eröffnung waren gerade einmal 75% der Ladeneinheiten vermietet. Optisch versucht das Center-Management die Leerstände durch Klebefolien in den Schaufenstern zu kaschieren (siehe Abb. 3). Nichtsdestotrotz weist diese Situation auf ein Überangebot von Verkaufsflächen hin.



Abb. 3: Leerstand in der Arneken Galerie im Juni 2015 (Quelle: Panzer-Krause 2015).

Allerdings ist die Fußgängerzone von dieser Leerstandsproblematik weitestgehend verschont geblieben. Hier ist die Zahl der Leerstände zwischen 2011 und 2015 zwar um sechs Ladeneinheiten gestiegen, dennoch kann nicht von einer Verödung der Fußgängerzone gesprochen werden, da 93% der Ladenlokale im Jahr 2015 belegt waren. Laut COMFORT RESEARCH & CONSULTING (2015) haben sich auch die Einzelhandelsmieten in den 1a-Lagen auf Grund des erhöhten Flächenangebots nicht ungünstig entwickelt, sondern sind seit 2008 stabil. Dementsprechend hat sich der Einzelhandelsbesatz im angestammten Hauptgeschäftsbereich durch die Eröffnung der Arneken Galerie insgesamt nicht negativ entwickelt. Die Einzelhandelszentralität hat sich für Hildesheim mit einem Wert von 146,2 im Jahr 2015 gegenüber dem Wert von 2008 sogar deutlich erhöht (COMFORT RESEARCH & CONSULTING 2015).

4.2 Passantenfrequenzen

Die Auswertung der Erhebung von Passantenzahlen am Hohen Weg, am Südeingang der Arneken Galerie und in der Bernwardstraße zeigen deutlich, dass auch nach der Eröffnung der Arneken Galerie die Fußgängerzone am Hohen Weg höhere Frequenzen aufweist als das Shopping Center. Die befürchtete Benachteiligung der angestammten Einzelhändler in der Hauptgeschäftslage durch eine zu starke Verlagerung der Passantenströme in die Arneken Galerie ist bislang ausgeblieben.

Abb. 4 zeigt die Passantenfrequenzen der Zählungen aus den Jahren 2013, 2014 und 2015 jeweils zwischen 12 Uhr und 14 Uhr sowie zwischen 16 Uhr und 18 Uhr für einen Werktag (beide Gehrichtungen zusammengefasst). In Abb. 5 dagegen sind die Passantenzahlen für die Jahre 2014 und 2015 für einen Samstag dargestellt (ebenfalls beide Gehrichtungen zusammengefasst).

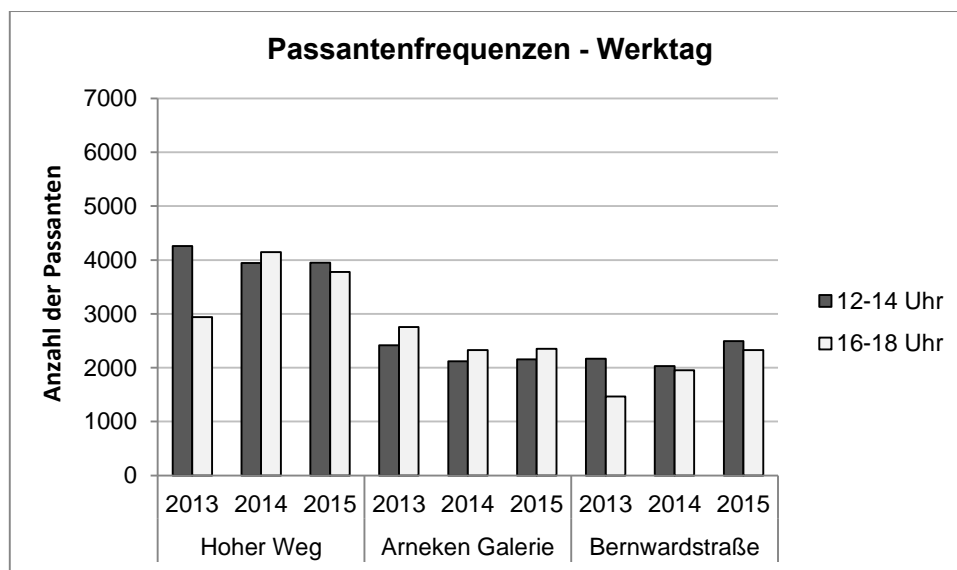


Abb. 4: Entwicklung der Passantenfrequenzen an den Zählstationen der Hildesheimer Innenstadt werktags 2013-2015.

Aus Abb. 4 wird ersichtlich, dass in allen drei Erhebungsjahren die Passantenströme an den entsprechenden Werktagen am Hohen Weg am größten waren. Dies trifft sowohl auf die Mittagsstunden zwischen 12 Uhr und 14 Uhr als auch auf den späten Nachmittag zwischen 16 Uhr und 18 Uhr zu. Die Passantenzahlen lagen – bis auf die Nachmittagszählzeit im Jahr 2013 – bei ca. 4.000 Personen. Die Passantenfrequenzen in der Arneken Galerie und in der Bernwardstraße bewegten sich dahingegen deutlich darunter, wobei Werte zwischen 1.500 und 2.800 Personen erfasst wurden. Diese Daten zeigen, dass der zentrale Bereich der Fußgängerzone am Hohen Weg am stärksten besucht war. Die Arneken Galerie wies dagegen ein deutlich geringeres Käuferpotential auf. Auch der nördliche Teil der Fußgängerzone in der Bernwardstraße verfügte in allen drei Jahren über geringere Passantenströme an

Werktagen. Allerdings ist zu vermuten, dass durch Pendler, die die Fußgängerzone als Durchgangsbereich auf dem Weg von oder zum Hauptbahnhof nutzen, ein Teil der am Hohen Weg und in der Bernwardstraße gezählten Passanten ein weniger großes Bedürfnis hatte, in der Hildesheimer Innenstadt einzukaufen als die an der Arneken Galerie gezählten Personen. Dennoch ist auch hier von gelegentlichem Konsumieren durch Wegekettbildung auszugehen, so dass für die Einzelhandelsgeschäfte in der Fußgängerzone durchaus Vorteile gegenüber der Lage in der Arneken Galerie bestehen.

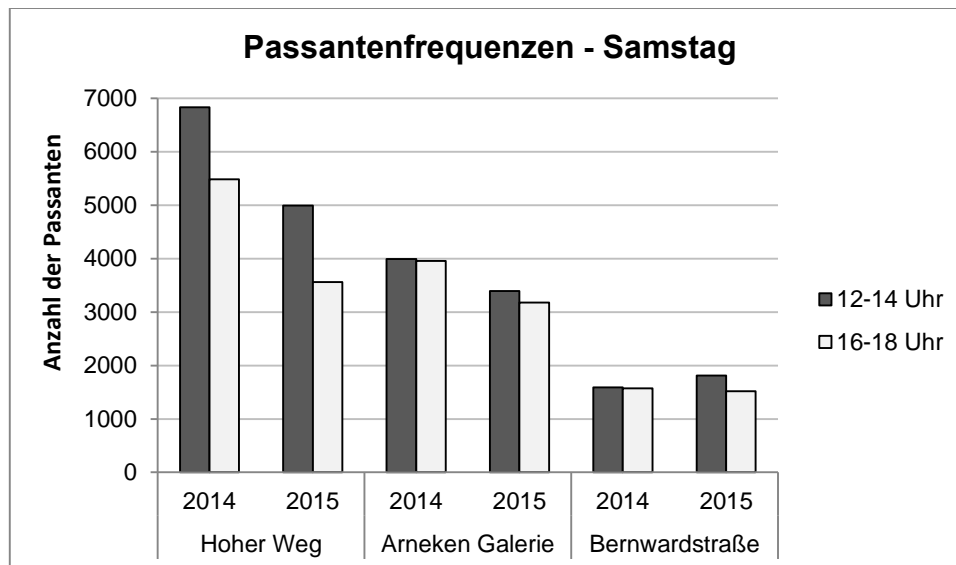


Abb. 5: Entwicklung der Passantenfrequenzen an den Zählstationen der Hildesheimer Innenstadt samstags 2014-2015.

Die Passantenfrequenzen an Samstagen zeigen ein grundsätzlich ähnliches Bild. Wiederum hatte die Fußgängerzone am Hohen Weg sowohl im Jahr 2014 als auch im Jahr 2015 die größten Passantenströme, wobei in der Mittagszeit zwischen 12 Uhr und 14 Uhr ein noch höheres Käuferpotential vorhanden war als zwischen 16 Uhr und 18 Uhr. So wurden an der Zählstation am Hohen Weg während des Höhepunkts des „Hildesia“-Festes im Jahr 2014 zwischen 12 Uhr und 14 Uhr fast 7.000 Passanten gezählt. In der Arneken Galerie waren es im gleichen Zeitraum lediglich rund 4.000 Personen. Auch im Jahr 2015, in dem an einem Samstag ohne Veranstaltung in der Hildesheimer Innenstadt gezählt wurde, passierten am Hohen Weg in der Mittagszeit ca. 5.000 Personen die Zählstation, während es in der Arneken Galerie nur knapp über 3.000 Menschen waren. In den Nachmittagsstunden zwischen 16 Uhr und 18 Uhr sanken dagegen in beiden Jahren die Passantenzahlen am Hohen Weg deutlicher als in der Arneken Galerie. In der Bernwardstraße schließlich waren die Passantenfrequenzen in beiden Jahren am niedrigsten und lagen mit jeweils unter 2.000 Personen noch einmal deutlich unter den Werten, die an der Zählstation an der Arneken Galerie erhoben wurden. Dies macht deutlich, dass die Fußgängerzone in der Bernwardstraße eine viel geringere Attraktivität ausstrahlt als die Fußgängerzone im südlicheren Bereich der Innenstadt sowie die Arneken Galerie.

In den Abb. 6 und 7 sind für das Erhebungsjahr 2015 noch einmal detaillierter die zeitlichen Veränderungen der Passantenfrequenzen innerhalb der Zählzeiträume zwischen 12 Uhr und 14 Uhr sowie zwischen 16 Uhr und 18 Uhr dargestellt (wiederum beide Gehrichtungen zusammengefasst). Während jedoch in Abbildung 6 die Werte für Donnerstag, den 11.06.2015 abgebildet sind, zeigt Abb. 7 die Daten für Samstag, den 13.06.2015. Im Vergleich der beiden Abbildungen fällt auf, dass es am Donnerstag, einem Werktag, vor allem am Hohen Weg und in der Bernwardstraße zwischen 13 Uhr und 13.45 Uhr zu Stoßzeiten kam. Hier machen sich Mittagspause und die erste Welle des Heimreiseverkehrs bemerkbar. Kleinere Stoßzeiten gab es noch einmal gegen 17 Uhr, wenn die zweite Heimreisewelle stattfindet. Nicht nur die gastronomischen Betriebe, sondern auch die Einzelhandelsgeschäfte in der gesamten

Fußgängerzone können diese Stoßzeiten für sich nutzbar machen. In der Arneken Galerie sind die Stoßzeiten kaum sichtbar. Dies deutet wiederum darauf hin, dass die Einzelhandelsgeschäfte in der Arneken Galerie vom Heimreiseverkehr und von Menschen, die ihre Mittagspause in der Innenstadt verbringen, kaum profitieren können.

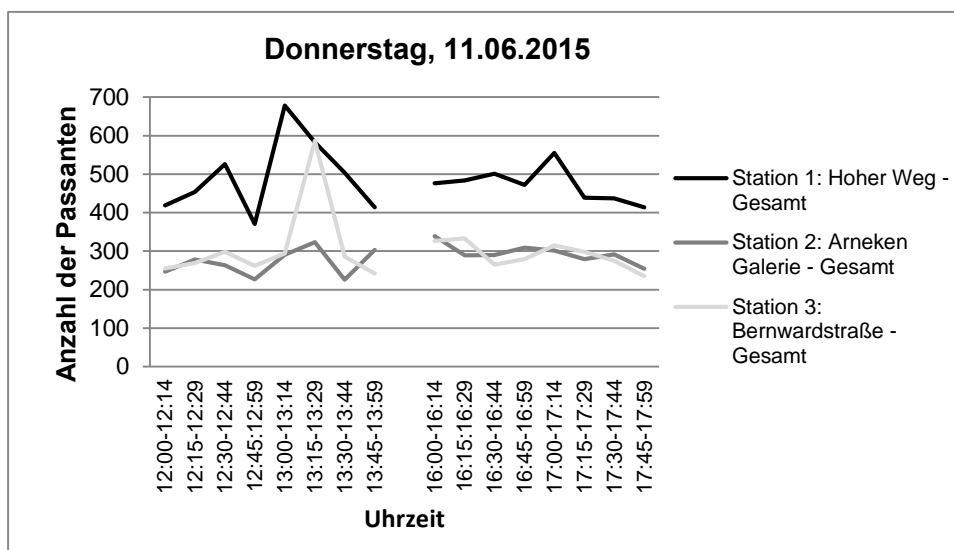


Abb. 6: Passantenfrequenzen an den Zählstationen der Hildesheim Innenstadt am Donnerstag, den 11.06.2015 im Überblick.

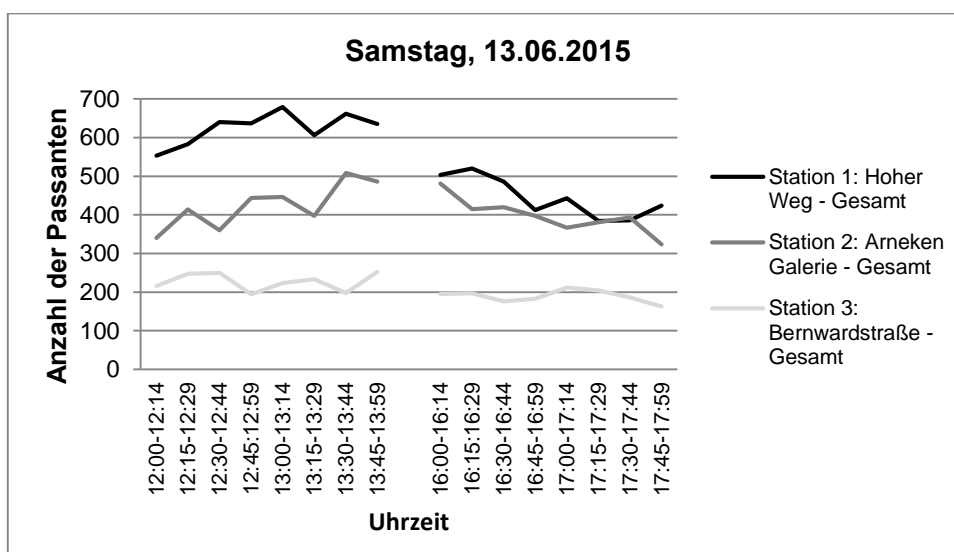


Abb. 7: Passantenfrequenzen an den Zählstationen der Hildesheimer Innenstadt am Samstag, den 13.06.2013 im Überblick.

Auch am Samstag, den 13.06.2015 sind kleinere Stoßzeiten auszumachen, die sich sowohl an den beiden Zählstationen in der Fußgängerzone als auch an der Arneken Galerie zeigten. Diese könnten mit Ankunftszeiten von Bussen und Bahnen zusammenhängen, fallen jedoch kaum ins Gewicht, so dass die Einzelhandelsgeschäfte in der Hildesheimer Innenstadt hier kaum Möglichkeiten haben, darauf einzugehen.

Verglichen mit Passantenfrequenzen anderer Städte in Deutschland lässt sich feststellen, dass die Anziehungskraft der Hildesheimer Innenstadt lediglich moderat ist. In einer Passantenfrequenzzählung, die am Samstag, den 29.03.2014 zwischen 13 und 14 Uhr von JONES LANG LASALLE gleichzeitig in 170 deutschen Einkaufsstraßen durchgeführt wurde, rangierte die Hildesheimer Almsstraße in der Fußgängerzone mit einem Wert von 2.335 insgesamt nur auf Platz 134. In der Georgstraße in Hannover wurden im gleichen Zeitraum jedoch 10.960 Passanten gezählt. Auch der Damm in Braunschweig mit

einem Wert von 5.140 und die Porschestraße in Wolfsburg mit 4.715 Passanten lagen deutlich über dem Hildesheimer Wert (JONES LANG LASALLE 2014). Es zeigt sich, dass die in der Region liegenden Oberzentren eine große Konkurrenz für den Hildesheimer Einzelhandelsstandort darstellen.

4.3 Einkaufspraktiken der Konsumenten

Im Folgenden wird ausgewertet, inwiefern sich die Einkaufspraktiken der Konsumenten in der Hildesheimer Innenstadt auf Grund der Arneken Galerie für den Einzelhandel in der Fußgängerzone auswirken. Insbesondere interessiert in diesem Zusammenhang, inwiefern Besuche beider Bereiche der Innenstadt miteinander gekoppelt werden.

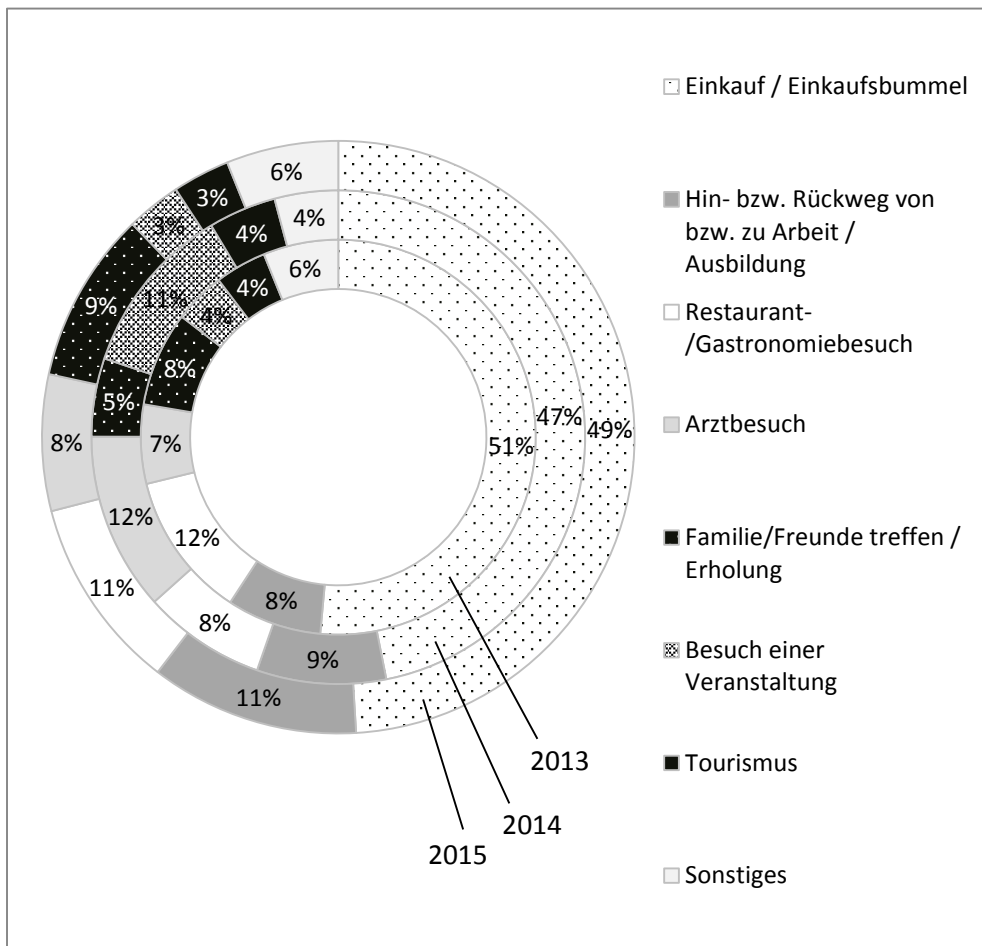


Abb. 8: Grund für den Besuch der Hildesheimer Innenstadt (N₂₀₁₃=834, N₂₀₁₄=721, N₂₀₁₅=309).

Aus Abb.8 gehen die Hauptmotive der Befragten für ihren Besuch der Hildesheimer Innenstadt hervor. In allen drei Untersuchungsjahren war für rund die Hälfte der jeweils Befragten ein Einkauf bzw. ein Einkaufsbummel der hauptsächliche Grund für den Aufenthalt in der Innenstadt. Weitere Gründe wie Restaurant-/Gastronomiebesuch, Familie bzw. Freunde treffen/Erholung oder Besuch einer Veranstaltung spielten zwar eine weniger wichtige Rolle, sind aber hinsichtlich des Trends der Verknüpfung von Einkäufen mit Freizeitaktivitäten dennoch von Bedeutung. Auch die Tatsache, dass viele Befragte auf dem Hin- bzw. Rückweg von oder zur Arbeit oder zur Ausbildung durch die Innenstadt gingen oder Arzttermine dort wahrnahmen sind vor dem Hintergrund des Trends, Wegekettens zu bilden, auch für den Einzelhandel interessant.

Wie aus Abb. 9 ersichtlich wird, hat die Eröffnung der Arneken Galerie bei den Konsumenten – wie bereits bei den Passantenzählungen festgestellt – nicht zu einer Abkehr von der Fußgängerzone geführt. Vielmehr übt die Fußgängerzone weiterhin eine hohe Anziehungskraft aus. So war der Anteil der Befragten, welche angaben, sich bei Besuchen überwiegend nur in der Arneken Galerie aufzuhalten,

gering, wenngleich er zwischen 2013 und 2015 von 9% auf 15% anstieg. Rund die Hälfte der befragten Passanten hielt sich dagegen maßgeblich nur in der Fußgängerzone auf. Ein großer Teil aber verknüpfte in der Regel Aufenthalte in der Fußgängerzone mit Aufenthalten in der Arneken Galerie. Damit lassen sich intensive Kopplungsbeziehungen zwischen dem neuen Shopping Center und dem angestammten Einzelhandel im Hauptgeschäftsbereich nachweisen.

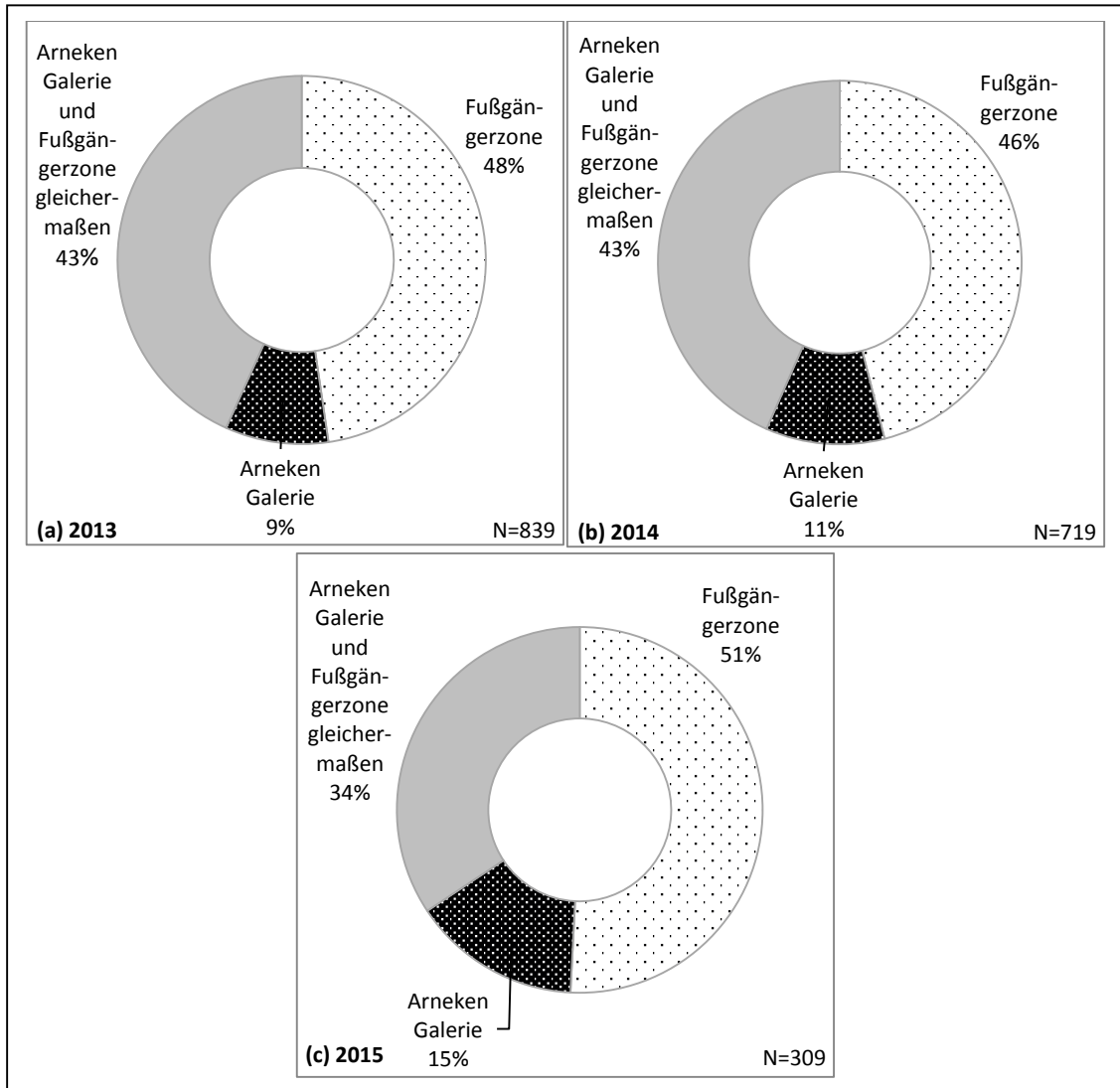


Abb. 9: Kopplungsverhalten: Wo halten Sie sich in der Hildesheimer Innenstadt am häufigsten auf?

In Abb. 10 ist für die Erhebungsjahre 2014 und 2015 dargestellt, welche Warengruppen die befragten Personen gern in der Hildesheimer Innenstadt einkauften. Grundsätzlich geht daraus hervor, dass die Zufriedenheit mit den angebotenen Waren zwischen 2014 und 2015 zugenommen hat. So konnten sich die Warengruppen „Foto, PC und Zubehör, Neue Medien“ sowie „Elektroartikel, Unterhaltungselektronik“, die 2014 noch mit sehr schlechten Noten von durchschnittlich 4,5 bzw. 4,2 abschnitten, im Jahr 2015 immerhin auf Durchschnittsnoten von 4,1 bzw. 3,8 verbessern und legten damit jeweils 0,4 Notenpunkte zu. Auch die Warengruppe „Geschenke, Glas, Porzellan, Keramik, Hausrat“ konnte sich um 0,9 Notenpunkte deutlich auf eine Durchschnittsnote von 3,2 steigern.

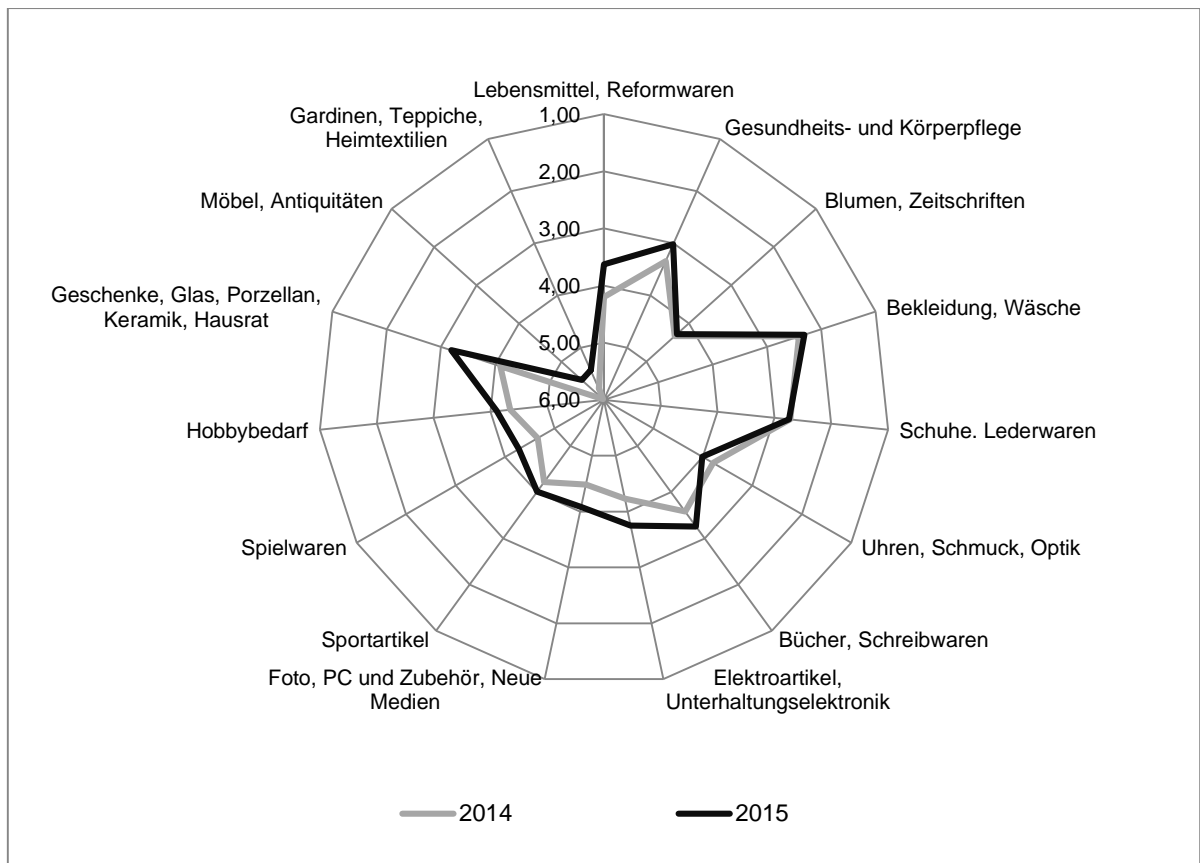


Abb. 10: Welche Arten von Produkten (Warengruppen) kaufen Sie gern in der Hildesheimer Innenstadt ein (1=sehr gern, 6 überhaupt nicht gern) (N₂₀₁₄=627-668, N₂₀₁₅=289-298 [je nach Warengruppe])?

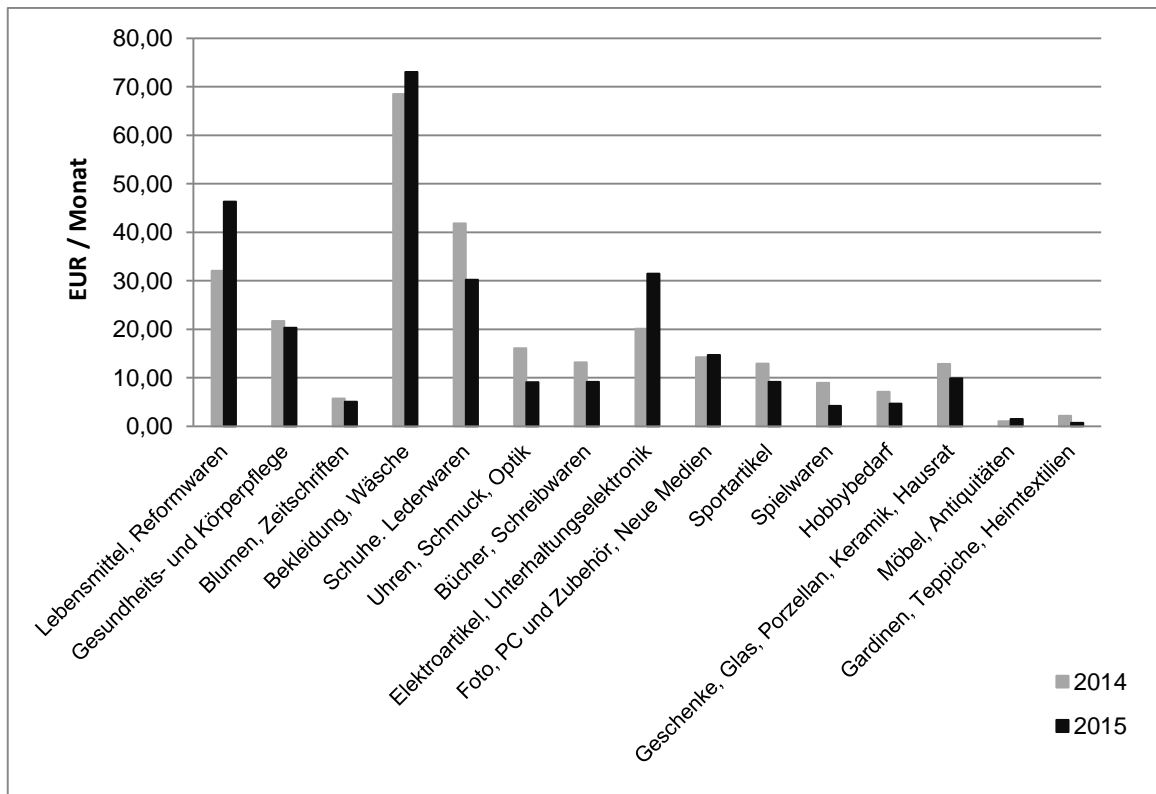


Abb. 11: Welchen Geldbetrag hat Ihr gesamter Haushalt in den vergangenen vier Wochen für welche Arten von Produkten (Warengruppen) in der Hildesheimer Innenstadt ausgegeben? (N₂₀₁₄=512-593, N₂₀₁₅=278-280 [je nach Warengruppe]).

Abb. 11 zeigt die ungefähren Geldbeträge, die die Befragten mit ihren Haushalten für unterschiedliche Arten von Produkten in einem Monat ausgaben, für die Jahre 2014 und 2015 auf. Dem Trend der Textilisierung der Innenstädte entsprechend wurden die höchsten Beträge für Bekleidung und Wäsche ausgegeben, wobei zwischen 2014 und 2015 ein leichter Anstieg der Ausgaben auf durchschnittlich über 70 EUR pro Haushalt zu verzeichnen war. Aber auch die Produktgruppen „Schuhe, Lederwaren“, „Lebensmittel, Reformwaren“ sowie „Elektroartikel, Unterhaltungselektronik“ lagen gemäß der Angaben der Befragten weit vorn bei den Ausgabewerten. Dabei wurde im Jahr 2015 für „Lebensmittel, Reformwaren“ (+14 EUR) und „Elektroartikel, Unterhaltungselektronik“ (+11 EUR) im Durchschnitt deutlich mehr als im Jahr 2014 ausgegeben. Die Ausgaben im Bereich „Schuhe, Lederwaren“ schrumpften dagegen um durchschnittlich 12 EUR.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass der Einzelhandel in der Hildesheimer Innenstadt eine positive Entwicklung durchläuft. Aus Sicht der Konsumenten hat der innerstädtische Einzelhandel seit Eröffnung der Arneken Galerie an Attraktivität gewonnen.

4.4 Zur Beliebtheit Hildesheims als Einkaufsort

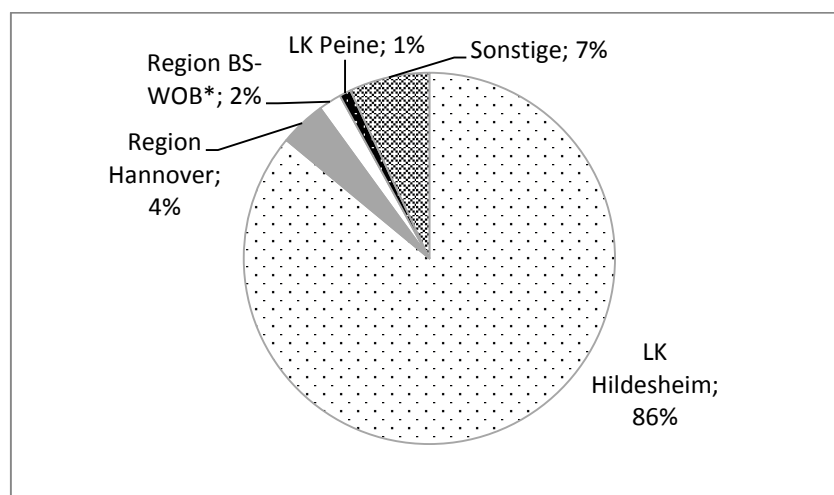


Abb. 12: Einzugsgebiet der Hildesheimer Innenstadt 2015 (N=310).

Dennoch muss deutlich gemacht werden, dass die Hildesheimer Innenstadt lediglich eine regionale Sogkraft hat. Die Auswertung der Wohnsitze der befragten Personen ergab, dass die große Mehrheit aus dem Landkreis Hildesheim stammte (siehe Abb. 12). Im Jahr 2015 gaben 86% der Befragten an, hier zu wohnen. Dagegen lebte nur jeweils ein geringer Anteil der Befragten in der Region Hannover oder in der Region Braunschweig-Wolfsburg². Damit werden die Angaben der CIMA-Studie (2008: 24) bestätigt, welche ebenfalls ein regionales Marktgebiet attestierte.

Tab. 4: Meistbesuchter Einkaufsort der befragten Passanten 2013-2015 (Zahl der Nennungen in Klammern) (N₂₀₁₃=822; N₂₀₁₄=718; N₂₀₁₅=310).

Rang	2013	2014	2015
1	Hildesheim (477)	Hildesheim (425)	Hildesheim (166)
2	Hannover (210)	Hannover (186)	Hannover (86)
3	Braunschweig (25)	Braunschweig (22)	Braunschweig (8)
4	Alfeld, Hamburg (11)	Hameln (11)	Hamburg (7)
5		Alfeld (9)	Berlin (5)

² Zur Region Braunschweig-Wolfsburg werden hier die kreisfreien Städte Braunschweig und Wolfsburg sowie die Landkreise Helmstedt, Wolfenbüttel und Goslar gezählt.

Die Arneken Galerie konnte damit Erwartungen an eine Erweiterung des Einzugsgebiets für den innerstädtischen Einzelhandel Hildesheims nicht erfüllen. Allerdings ist dies angesichts der Existenz ähnlicher Shopping Center in den benachbarten Oberzentren wie Hannover, Braunschweig oder Wolfsburg nicht verwunderlich.

Bezogen auf den am meisten besuchten Einkaufsort der in der Hildesheimer Innenstadt befragten Passanten ergibt sich für die drei Erhebungsjahre ein recht einheitliches Bild (siehe Tab. 4). So erhielt die Stadt Hildesheim sowohl im Jahr 2013 als auch in den Jahren 2014 und 2015 die mit Abstand meisten Nennungen. Allerdings ist hier zu berücksichtigen, dass ausschließlich Konsumenten, die in der Hildesheimer Innenstadt anzutreffen waren, auch in die Stichprobe gelangen konnten. Auf den Plätzen zwei und drei der meistbesuchten Einkaufsorte folgten jeweils Hannover und Braunschweig als die beiden nächstgelegenen Großstädte. Auf die Ränge vier und fünf fielen sowohl teilweise die regionalen Mittelzentren Alfeld und Hameln als auch zum Teil die überregionalen Metropolen Hamburg und Berlin. Damit zeigt sich, dass einerseits die Überschaubarkeit des Einzelhandels in Mittelzentren auch attraktiv erscheint, andererseits ebenso die Erlebnisorientierung von Metropolen anziehend wirkt.

Tabelle 5 zeigt ein Ranking der fünf beliebtesten Attraktionen in der Hildesheimer Innenstadt für den Untersuchungszeitraum 2013 bis 2015. Dabei lassen sich zwei markante Veränderungen im zeitlichen Verlauf erkennen. Während in allen drei Jahren der Hildesheimer Marktplatz die meisten Nennungen erhielt und auch die Gesamtheit der Angebote auf Platz zwei (2013, 2014) bzw. Platz drei (2015) rangierte, belegte die Arneken Galerie als Attraktion im Jahr 2013 noch den dritten Platz. Im Jahr 2014 rutschte sie auf den vierten Platz, um im Folgejahr gänzlich aus der TOP 5-Liste zu fallen. Ob die Arneken Galerie im vierten Jahr seit der Center-Eröffnung als selbstverständlich und daher nicht mehr in hohem Maße erwähnenswert wahrgenommen wurde oder aber als Attraktion an Bedeutung verloren hat, konnte nicht ausgemacht werden. Dagegen gewann der Aspekt der Übersichtlichkeit in den drei Untersuchungsjahren immer mehr an Beliebtheit und stieg von Rang vier im Jahr 2013 bis auf Rang zwei im Jahr 2015. Die begrenzte Größe der Hildesheimer Innenstadt, die mit einer gewissen Provinzialität einhergeht, scheint gerade anziehend für viele Konsumenten zu wirken.

Tab. 5: Ranking der fünf beliebtesten Attraktionen in der Hildesheimer Innenstadt 2013-2015 (Zahl der Nennungen in Klammern) (N₂₀₁₃=659; N₂₀₁₄=555; N₂₀₁₅=243).

Rang	2013	2014	2015
1	Marktplatz (124)	Marktplatz (114)	Marktplatz (43)
2	Gesamtheit d. Angebote (86)	Gesamtheit d. Angebote (84)	Übersichtlichkeit (26)
3	Arneken Galerie (82)	Übersichtlichkeit (74)	Gesamtheit d. Angebote (24)
4	Übersichtlichkeit (55)	Arneken Galerie (58)	zentr. Lage; Gastronomie (17)
5	Flair / Atmosphäre (54)	zentrale Lage (56)	

Tab. 6: Ranking der fünf wichtigsten Verbesserungsvorschläge bezüglich der Hildesheimer Innenstadt 2013-2015 (Zahl der Nennungen in Klammern) (N₂₀₁₃=541; N₂₀₁₄=496; N₂₀₁₅=229).

Rang	2013	2014	2015
1	größere Vielfalt an Geschäften (125)	größere Vielfalt an Geschäften (112)	größere Vielfalt an Geschäften (28)
2	Erneuerung Bahnhofsbereich und Bernwardstraße (64)	mehr Parkmöglichkeiten (59)	mehr Grünflächen und Pflege (19)
3	mehr Grünflächen und Pflege (54)	Aufwertung Bernwardstraße (47)	Aufwertung Bernwardstraße (16)
4	mehr Parkmöglichkeiten (39)	mehr Sitzmöglichkeiten; mehr Ausgehmöglichkeiten/Veranstaltungsangebote am Abend (34)	keine Obdachlosen in der Fußgängerzone (14)
5	mehr Veranstaltungsangebote (38)		mehr Sitzmöglichkeiten (13)

Obwohl die Gesamtheit der Angebote und die Übersichtlichkeit der Hildesheimer Innenstadt als Attraktionen hervorgehoben wurden, brachten dennoch viele der Befragten auch den Wunsch nach einer größeren Vielfalt an Geschäften zum Ausdruck. In allen drei Untersuchungsjahren wurde dieser Aspekt immer wieder als wichtigster Verbesserungsvorschlag genannt (siehe Tab. 6). Doch trotz einer Sehnsucht nach mehr Auswahl ist angesichts der stagnierenden Kaufkraftentwicklung der vergangenen Jahre fraglich, ob die Konsumenten bereit wären, insgesamt mehr Geld für den Einzelhandel auszugeben. Darüber hinaus wurde immer wieder das Bedürfnis nach einer Aufwertung der Bernwardstraße hervorgebracht. Mit der Sanierung des Hauptbahnhofs und des Bahnhofsvorplatzes sowie der Eröffnung des Modeparks Röhther mit einer Verkaufsfläche von 6.700 m² (COMFORT RESEARCH & CONSULTING 2015) sind hierfür erste Schritte in Angriff genommen worden. Darüber hinaus wurden auch mehr Parkmöglichkeiten, mehr Grünflächen und Pflege sowie mehr Sitzmöglichkeiten häufig als Verbesserungsvorschläge für eine Aufwertung der Hildesheimer Innenstadt genannt. Spezielle Verbesserungsvorschläge zur Arneken Galerie fanden sich dagegen nicht.

5 Fazit

Die Realisierung eines innenstadt-integrierten Shopping Centers in Hildesheim, der Arneken Galerie, hat im Vergleich zu anderen Oberzentren in Deutschland relativ spät stattgefunden. Die öffentliche Debatte über mögliche negative Auswirkungen auf den angestammten Einzelhandel in den Hauptgeschäftslagen und die Stadtentwicklung insgesamt hielt aber 2015 im vierten Jahr nach der Center-Eröffnung noch an. Die vorliegende Studie hat jedoch gezeigt, dass die Arneken Galerie bislang – wie bereits in einer ersten Bewertung im Jahr 2013 festgestellt (PANZER-KRAUSE 2013) – überwiegend positive Impulse setzen konnte, die allerdings einer differenzierten Betrachtung bedürfen.

So hat sich zwischen 2008 und 2015 die Einzelhandelszentralität von 131,4 auf 146,2 deutlich erhöht, d.h. die Kaufkraftzuflüsse aus dem Umland sind im Verhältnis zu den Kaufkraftabflüssen angestiegen. Dennoch hat sich das Einzugsgebiet des Hildesheimer Einzelhandels nicht vergrößert und weist weiterhin lediglich einen regionalen Charakter auf. Darüber hinaus ist auch festzuhalten, dass die Arneken Galerie es nicht schaffte, zusätzliche Umsätze im Einzelhandel zu generieren. Dieser Aspekt ist vor dem Hintergrund der allgemein stagnierenden Kaufkraftentwicklung in ganz Deutschland zu sehen und stellt kein für Hildesheim spezifisches Phänomen dar.

Der Zuwachs an Verkaufsfläche in der Innenstadt ermöglichte es, auch Einzelhändler mit größeren Flächenansprüchen in der Hildesheimer Innenstadt anzusiedeln und damit die Attraktivität der Innenstadt für die Konsumenten gegenüber der „grünen Wiese“ zu steigern. Nicht zu verkennen ist hierbei jedoch die Leerstandsproblematik, mit der sich die Arneken Galerie seit ihrer Eröffnung auseinandersetzen muss. 2015 waren nur 75% der Ladeneinheiten im neuen Shopping Center vermietet. Bislang hatte dies aber kaum negative Auswirkungen auf den angestammten Einzelhandel in den Hauptgeschäftslagen, wo 93% der Ladenlokale besetzt waren. Da mit zunehmenden Image-Problemen auf Grund der zahlreichen Leerstände im Shopping Center zu rechnen ist, sollten noch größere Anstrengungen dahingehend unternommen werden, eine Vermietung der freien Ladenlokale zu erreichen. Auch ein Rückbau von Verkaufsfläche bzw. die Evaluierung möglicher Alternativnutzungen insbesondere für die Freizeitbranche gilt es, in die Überlegungen mit einzubeziehen.

Passantenfrequenzzählungen am Hohen Weg, am Südeingang der Arneken Galerie und in der Bernwardstraße in den Jahren 2013, 2014 und 2015 zeigten, dass trotz der Eröffnung der Arneken Galerie die Fußgängerzone am Hohen Weg weiterhin die höchsten Passantenzahlen und damit die größte Anziehungskraft aufwies. Die Arneken Galerie wurde dagegen in deutlich geringerem Maße frequentiert. Eine Benachteiligung der angestammten Einzelhändler im Hauptgeschäftsbereich der Fußgängerzone durch eine zu starke Verlagerung der Passantenströme in die Arneken Galerie ist bislang ausgeblieben.

Auch die Befragung von Konsumenten in der Hildesheimer Innenstadt ergab ein positives Bild. So konnten intensive Kopplungsbeziehungen zwischen dem neuen Einkaufszentrum und den angestammten Einzelhändlern in der Fußgängerzone nachgewiesen werden. Eine Abkehr der Passanten von der

Fußgängerzone ist nicht erkennbar. Zudem ließ sich auch eine für die Größe des Standortes angemessene Zufriedenheit der Befragten mit den Einzelhandelsangeboten der Hildesheimer Innenstadt ausmachen. Bestimmte Warengruppen wie „Foto, PC und Zubehör, Neue Medien“, „Elektroartikel, Unterhaltungselektronik“ oder „Geschenke, Glas, Porzellan, Keramik, Hausrat“ konnten zwischen 2014 und 2015 ihre Attraktivität verbessern.

Im regionalen Wettbewerb der Einzelhandelsstandorte konnte die Studie zeigen, dass Einkaufsorte wie Hannover oder Braunschweig eine große Konkurrenz darstellen. Nicht nur der Hildesheimer Marktplatz und die Gesamtheit der Angebote waren aus Sicht der befragten Passanten aber besonders attraktiv, sondern auch die Übersichtlichkeit der Innenstadt wurde als angenehm hervorgehoben. Diese Erkenntnisse sollten genutzt werden, um dem innerstädtischen Einzelhandel in Hildesheim ein eigenes Profil zu verleihen, welches für eine Unverwechselbarkeit gegenüber konkurrierenden Einzelhandelsstandorten sorgt. Die zunehmende Freizeit- und Erlebnisorientierung der Konsumenten verlangt es dabei, bezüglich der Vitalität der Innenstadt nicht allein den Einzelhandel zu betrachten, sondern konsequent auch Akteure wie Dienstleistungs- und Freizeitanbieter, Gewerbetreibende oder Kulturschaffende miteinzubeziehen. Nicht mehr einzig der Handel macht das Herz der Innenstädte aus.

An die Arneken Galerie sollten indes nicht zu hohe Erwartungen hinsichtlich der Erzeugung zusätzlicher Umsätze oder der Erweiterung des Marktgebietes gestellt werden, welche vor dem Hintergrund schwieriger allgemeiner Rahmenbedingungen für den Einzelhandel in Deutschland nicht realistisch sind. Um angesichts der neuen Herausforderungen durch den zunehmenden Online-Handel als Einzelhandelsstandort weiterhin wettbewerbsfähig zu bleiben, sollten die Einzelhändler in der Fußgängerzone und in der Arneken Galerie zusammenarbeiten, um gemeinsame Lösungen zur Integration von Online-Handel und stationärem Handel zu entwickeln und umzusetzen. Denn die zukünftige Attraktivität der Innenstädte wird nicht ausschließlich durch Umsätze in Einzelhandelsgeschäften in der Fußgängerzone oder dem Shopping Center bestimmt werden, sondern vielmehr durch die Fähigkeit des Gesamteinzelhandelsstandortes, sich für das digitale Zeitalter zu rüsten.

Literatur

- BECKER, M. (2000): Auswirkungen von Online-Shopping auf den stationären Einzelhandel und die Entwicklung innerstädtischer Geschäftszentren. Gießen.
- BRUNE, W., JUNKER, R. & H. PUMP-UHLMANN [Hrsg.] (2006): Angriff auf die City. Kritische Texte zur Konzeption, Planung und Wirkung von integrierten und nicht-integrierten Shopping-Centern in zentralen Lagen. Düsseldorf.
- CIMA – CIMA BERATUNG UND MANAGEMENT GMBH (2008): Einzelhandelskonzept für die Stadt Hildesheim. Aktualisierung des Märkte- und Zentrenkonzeptes. <http://www.hildesheim.de/pics/download/1_1256550186/Einzelhandelskonzept-Hildesheim.pdf> (Zugriff: 15.12.2015).
- COMFORT RESEARCH & CONSULTING [Hrsg.] (2015): Städtereport Hildesheim. Neue Großflächenmieter in A- und B-Lage, kaum Veränderung im Center. <http://www.comfort.de/fileadmin/user_upload/downloads/staedtereport/COMFORT_Staedtereport_Hildesheim.pdf> (Zugriff: 15.12.2015).
- COMFORT RESEARCH & CONSULTING [Hrsg.] (2014): Städtereport Hildesheim. Toplage behauptet sich gegen schwächendes Center. <http://www.comfort.de/fileadmin/user_upload/downloads/staedtereport/2014/COMFORT_Staedtereport_Hildesheim.pdf> (Zugriff: 15.12.2015).
- DORENKAMP, A. & I. MOSSIG (2010): Shopping Malls und Business Improvement Districts als Instrumente zur Belebung innerstädtischer Geschäftszentren? Das Beispiel der Stadt Gießen. Beiträge zur Wirtschaftsgeographie und Regionalentwicklung. Nr. 02-2010. Bremen.
- EHI RETAIL INSTITUTE [Hrsg.] (2015a): EHI Shopping Center Report 2015. Neueröffnungen, Planungen, Revitalisierungen sowie Factory-Outlet-Center. Mönchengladbach.
- EHI RETAIL INSTITUTE [Hrsg.] (2015b): Entwicklung der Anzahl der Shopping-Center in Deutschland 1965-2015. <<http://www.handelsdaten.de/shopping-center/anzahl-der-shopping-center-deutschland-zeitreihe>> (Zugriff: 30.11.2015).

- EHI RETAIL INSTITUTE [Hrsg.] (2015c): Entwicklung der Gesamtfläche der Shopping-Center in Deutschland 1965-2015 (in Tausend Quadratmetern). <<http://www.handelsdaten.de/shopping-center/gesamtflaeche-der-shopping-center-deutschland-zeitreihe>> (Zugriff: 30.11.2015).
- EPPLE, M. & K. PETER (2010): Innerstädtische Shopping Center – besser als ihr Ruf! Die Wirkungen von Shopping Centern in Innenstädten unter die Lupe genommen. Berichte des Arbeitskreises „Geographische Handelsforschung“ 28/2010, Berlin, S. 5-13.
- HAZ – HILDESHEIMER ALLGEMEINE ZEITUNG [Hrsg.] (2015a): Arneken Galerie womöglich zu groß <<http://www.hildesheimer-allgemeine.de/news/article/arneken-galerie-ist-woemoeglich-zu-gross.html>> (Zugriff: 30.09.2015).
- HAZ – HILDESHEIMER ALLGEMEINE ZEITUNG [Hrsg.] (2015b): Vom Forum Hildesheim zur Arneken Galerie. Ein Blick zurück. <<http://magazin.hildesheimer-allgemeine.de/arneken-galerie/>> (Zugriff: 15.12.2015).
- HDE HANDELSVERBAND DEUTSCHLAND [Hrsg.] (2015): Umsätze im E-Commerce. <<http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/H/handel-e-commerce,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf>> (Zugriff: 15.12.2015).
- JONES LANG LASALLE [Hrsg.] (2014): Passantenfrequenzzählung 2014. Die meistbesuchten Einkaufsmeilen in Niedersachsen + Bremen. <http://www.hannover.ihk.de/fileadmin/data/Dokumente/Themen/Handel/Jones_Lang_LaSalle_-_Passantenfrequenzzaehlung_2014_-_NIEDERSACHSEN_BREMEN.pdf> (Zugriff: 15.12.2015).
- KÄSTNER, B. (2010): Wie viele Shopping-Center verträgt eine Einkaufsstraße? Die Auswirkungen der Shopping-Center in der Berliner Schloßstraße auf die umgebende Einzelhandelsstruktur. Berichte des Arbeitskreises „Geographische Handelsforschung“ 28/2010, Berlin, S. 13-18.
- KRÜGER, T. (2014): Die Zeit der Shopping Malls ist vorbei! In: Rundfunk Berlin-Brandenburg (rbb) [Hrsg.] (2014): Stadtplaner Thomas Krüger im Interview. <<https://www.rbb-online.de/wirtschaft/beitrag/2014/09/stadtplanung-berlin-einkaufszentrum-mall-thomas-krueger-interview.html>> (Zugriff: 15.12.2015).
- KRÜGER, T. & M. WALTHER (2007): Auswirkungen Innerstädtischer Shopping Center. In: Wehrheim, J. [Hrsg.] (2007): Shopping Malls. Interdisziplinäre Betrachtungen eines neuen Raumtyps. Wiesbaden, S. 191-208.
- KÜHN, G. (2008): Innerstädtische Einkaufscenter: Große Herausforderungen für Kommunen und Einzelhandel. Difu-Berichte 3/2008, Berlin, S. 4-5.
- PANZER-KRAUSE, S. (2013): Innerstädtischer Einzelhandel und Konsum in Hildesheim. Ergebnisse der Datenerhebung 2013. In: Hildesheimer Geographische Studien, Bd. 2, S. 106-118.
- PEPPEL, A. (2006): Innerstädtische Einzelhandelsentwicklung durch Großprojekte – Auswirkungen auf traditionelle Einzelhandelsbereiche am Beispiel des Shopping-Centers „City-Galerie“ in Siegen. <<http://www-brs.ub.ruhr-uni-bochum.de/netahtml/HSS/Diss/PeppelAndreas/diss.pdf>> (Zugriff: 15.12.2015).
- SCHUBERT, D. (2008): Die Fußgängerzone. Auslaufmodell oder Beitrag zur Renaissance europäischer Stadtkultur? In: Altrock, Uwe/Kunze, Ronald/Petz, Ursula von/Pahl-Weber, Elke/Schubert, Dirk (Hrsg.): Schwerpunkt "Aufwertung im Stadtbau". Beiträge aus Lehre und Forschung an deutschsprachigen Hochschulen. Berlin, S. 33–54.
- SCHULTE, T. (2011): Städtebauliche Auswirkungen von innerstädtischen Einkaufszentren. Entstehung, Ursachen, Ausprägungen – aufgezeigt an ausgewählten realisierten Einkaufszentren in NRW. <<https://eldorado.tu-dortmund.de/handle/2003/29658>> (Zugriff: 15.12.2015).
- STATISTA [Hrsg.] (2015): Haben Sie in den letzten 12 Monaten folgende Produkte über das Internet gekauft? <<http://de.statista.com/statistik/daten/studie/178614/umfrage/meistgekaufte-produkte-im-online-handel/>> (Zugriff: 15.12.2015).
- STEPPER, M. (2015): Einkaufsstandort Innenstadt. Qualifizierung innerstädtischer Einzelhandelslagen vor dem Hintergrund des zunehmenden Online-Shopping. <<http://d-nb.info/1067842187/34>> (Zugriff: 15.12.2015).
- WEHRHEIM, J. (2007): Shopping Malls, eine Hinführung. In: Wehrheim, J. [Hrsg.] (2007): Shopping Malls. Interdisziplinäre Betrachtungen eines neuen Raumtyps. Wiesbaden, S. 7-14.

Anschrift der Autorin:

Dr. Sabine Panzer-Krause

Universität Hildesheim

Institut für Geographie

Universitätsplatz 1

D-31141 Hildesheim

sabine.panzer-krause@uni-hildesheim.de

Bodenbewusstsein: Hildesheimer Aktivitäten zum Jahr des Bodens 2015

Robin Stadtmann, Nico Herrmann, Jasmin Karaschewski & Martin Sauerwein

Zusammenfassung

Es gibt vielfältige Möglichkeiten, Bodenbewusstsein stärker in der Gesellschaft zu verankern. Diese können im inneruniversitären Bereich liegen, aber auch in der Arbeit mit Schüler/Innen oder in Umweltbildungsmaßnahmen für die breite Öffentlichkeit. An der Universität Hildesheim wurden in den letzten Jahren, neben der verstärkten Integration von bodengeographischen Themen in Forschung und Lehre und der Netzwerkbildung zwischen Akteuren im Bodenschutz, Aktionen zur Förderung von Bodenbewusstsein in der Bevölkerung durchgeführt. Dieses Bestreben wurde im Jahr des Bodens 2015 durch öffentlichkeitswirksame Exkursionen verstärkt. Für das Jahr 2016 ist der Aufbau von dauerhaften Umweltbildungsangeboten im Hildesheimer Raum mit dem Schwerpunktthema Boden geplant.

Schlüsselwörter: Bodenschutz, Bodenbewusstsein, Netzwerkbildung, Jahr des Bodens, Hildesheim

Summary

There are several possibilities to increase soil awareness in society. Those can take place in the university, but also in form of environmental education for pupils or the broader public. In addition to a more intense integration of soil geography in research and teaching and networking between actors in soil protection, the University of Hildesheim enforced activities to advance soil awareness in population during the last years. The International Year of Soils 2015 gave reason to expand these activities by public excursions. In 2016, the planning and construction of permanent offers for environmental education concerning soils and the need for protection is supposed to be realized.

Key words: soil protection, soil awareness, networking, year of the soils, Hildesheim

1 Einführung

Die Universität als Bildungseinrichtung bietet den Rahmen, Bodenbewusstsein und Bodenschutz fester in der Gesellschaft zu verankern. Dies kann zum einen durch gezielte Bildungsangebote für Schüler/Innen oder auch die breite Öffentlichkeit geschehen, zum anderen ist die inneruniversitäre Förderung von Bodenbewusstsein ein besonders wichtiger Aspekt. Insbesondere die Lehramtsausbildung ermöglicht es, über angehende Lehrer/Innen dem Themenfeld Boden einen Platz im Schulunterricht zu sichern. Über die Ausbildung von Fachkräften für den Natur- und Umweltschutz kann und muss außerdem die Kompetenz bezüglich Böden in Behörden und auch der freien Wirtschaft erhöht werden. An der Universität Hildesheim erfolgt dies im Studienprogramm B.Sc. Umweltsicherung / M.Sc Umwelt, Naturschutz und Nachhaltigkeitsbildung. Es können damit gezielt Multiplikatoren für ein Bodenbewusstsein sensibilisiert und mit einer fachlichen Grundlage ausgestattet werden (WBB 2002:35, MIEHLICH 2009:50).

Institutsangehörige haben darüber hinaus die selbstverständliche Verpflichtung und das Anliegen, über die berufliche Kerntätigkeit in Forschung und Lehre hinaus, an der Gestaltung von gesellschaftlichen Diskursen zu geographischen und umweltwissenschaftlichen Themen mitzuwirken. Für die Mitglieder des Instituts für Geographie bedeutet dies konkret einen Wissenstransfer in die Bevölkerung zu ermöglichen („Outreach beyond Scientific Journals“). Öffentliche Aufmerksamkeit und Wissensvermittlung zum Themenfeld Boden sind daher originäre Anliegen des Institutskollegiums.

Das internationale Jahr des Bodens 2015 hat insbesondere bezüglich der Öffentlichkeitsarbeit zum Bodenschutz viel bewegt. Die durch vielfältige Aktionen generierte Medienpräsenz des Themas konnte einen Beitrag dazu leisten, Böden und deren Schutzwürdigkeit mehr in den Fokus und das Bewusstsein der Bevölkerung zu rücken. Auch das Institut für Geographie der Stiftung Universität Hildesheim beteiligte sich mit öffentlichkeitswirksamen Aktionen zum Jahr des Bodens. Diese und auch bereits zuvor umgesetzte Beiträge sollen in diesem Themenbeitrag vorgestellt werden, um hierauf aufbauend in Zukunft regelmäßig in den Hildesheimer Geographischen Studien über Hildesheimer Beiträge zur Bodenbewusstseinsbildung zu informieren.

2 Vorausgegangene Aktivitäten

2.1 Bodengeographie in der universitären Lehre

In den vergangenen Jahren konnte die Bedeutung bodengeographischer Themen in Forschung und Lehre am Institut für Geographie stetig ausgebaut werden. Bodengeographie ist selbstverständlich grundlegender Bestandteil der Einführung in die Physische Geographie, welche alle Studierenden am Institut für Geographie absolvieren müssen. Darüber hinaus sind bodenkundliche Feld- und Labormethoden Bestandteil der Ausbildung von Lehramtsstudierenden und Studierenden der Fachstudiengänge „Umweltsicherung“ (B.Sc.) und „Umwelt, Naturschutz und Nachhaltigkeitsbildung“ (M.Sc.).

Für Studierende der Studienvariante Umweltsicherung B.Sc. ist weiterhin das Geländeseminar „Relief, Gestein, Boden“ verpflichtend, in dem an mehreren Geländeterminen typische Bodenlandschaften und die wirkenden Geofaktoren erarbeitet werden. Der Fokus liegt hierbei auf der Erfassung von Substrat- und Bodengenese anhand von Bodenprofilen sowie den daraus abzuleitenden Standortbedingungen. Auch Lehramtsstudierende können auf freiwilliger Basis an dem Geländeseminar teilnehmen. Hinzu kommt das Seminar „Boden, Wasser, Luft“, in dem wichtige Grundlagen der Umweltmedien sowohl in Theorie als auch Praxis behandelt werden. Zu Letzterer zählt zum einen grundlegende Laboranalytik, zum anderen aber auch die eigenständige Bearbeitung einer Fragestellung zu einem der Umweltmedien in studentischen Projekten.

Auch die Masterstudierenden absolvieren ein Freilandpraktikum, in dem der Boden als Grundlage und Schnittstelle für die Biosphäre im Fokus steht. Nach der Erarbeitung von Landschafts-, Substrat- und Bodengenese im Untersuchungsgebiet und der Ableitung der daraus hervorgehenden Standortpotenziale werden aufbauend darauf vegetationsökologische Arbeiten im selben Untersuchungsgebiet durchgeführt.

Durch fachwissenschaftliche (Haupt-)Seminare mit Schwerpunkt Bodengeographie und Bodenschutz (z.B. „Aktuelle Forschungen in der Bodengeographie“, „Bodenschutz“) wird weiterhin das Angebot für die Studierenden erhöht, sich vertiefend mit der Thematik auseinanderzusetzen.

Grundsätzlich wird die Ausbildung am Institut für Geographie als forschendes Lernen betrieben, so dass insbesondere Abschlussarbeiten in der Regel als echte Forschungsarbeiten gestaltet werden. Dazu wurden Kooperationsvereinbarungen u.a. mit dem Landkreis Hildesheim, der Paul-Feindt-Stiftung, dem LBEG, dem TÜV-Nord, der Heinz-Sielmann-Stiftung und dem NLWKN geschlossen. Diese Ausrichtung bietet besonders günstige Bedingungen für die fachwissenschaftliche Ausbildung und kann außerdem einen Beitrag zur regionalen Forschung an bodengeographischen Themen und dem Transfer von Forschungsergebnissen und Bodenbewusstsein in die Öffentlichkeit leisten.

Durch regionale bodengeographische Forschungsprojekte (z.B. GERMERSHAUSEN 2013, SANDNER et al. 2014) und Abschlussarbeiten (z.B. ZIMMER 2012, LAUSCH 2013, REUTER 2013, WERNER 2013, KARASCHEWSKI 2014, VOS 2014, AVERES 2015) werden lokal bedeutsame Themen aufgegriffen und können so auch in der Lehre oder für Umweltbildungsmaßnahmen genutzt werden. Der Hildesheimer Raum bietet mit der vorhandenen Schwermetallproblematik durch den Bergbau im Harz (GERMERSHAUSEN 2013), den fruchtbaren Böden der Hildesheimer Börde mit den Schwarzerden (GRUBE & GUNREBEN 2005) oder dem angrenzenden niedersächsischen Bergland (Schichtstufen, Salztektonik, periglaziale Lagen) eine Fülle von Themen, die in bodengeographischen Arbeiten behandelt werden können.

Darüber hinaus werden überregional (z.B. Niedermoore in Brandenburg) und international weitere bodengeographische und landschaftsgenetische Fragestellungen (z.B. in Portugal oder auf Sardinien) bearbeitet. Über die Forschungsaktivitäten wird in der für die Öffentlichkeit zugänglichen Ringvorlesungen informiert (HERRMANN & STADTMANN 2015).

Ein weiterer Aspekt der Forschung ist die Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE). SCHOCK (2014) untersuchte in einer empirischen Studie die Möglichkeiten der Nutzung von neuen Medien für die schulische Bildung und dabei insbesondere im Unterrichtsfach Geographie. Die Erkenntnisse können auch für die Vermittlung bodengeographischer Inhalte im Schulunterricht genutzt werden.

2.2 Bodenkongressen & Schulgeographentag

Seit 2009 finden alle zwei Jahre Bodenkongressen in Hildesheim statt, die durch das Institut für Geographie organisiert werden und insbesondere die regionale Netzwerkbildung fördern sowie Fachdiskussionen ermöglichen.

Die 1. Bodenkongress im Jahr 2009 fand mit dem Ziel des Austauschs regionaler Bodenschutzakteure und der Initiierung eines regionalen Bodenbündnisses statt. Zudem wurde eine Kooperation zwischen Universität, Stadt und Landkreis Hildesheim im Themenfeld Bodenschutz vorbereitet.

2011 wurde im Rahmen der zweiten Hildesheimer Bodenkongress mit ca. 50 Teilnehmer/Innen aus Verwaltung, Wirtschaft, Politik und von Universitäten über die Anwendung des Leitfadens "Bodenschutz in der Umweltprüfung nach BauGB" (PETER & KUNZMANN 2009) in der Praxis diskutiert. Insbesondere die Bewertung der Bodenfunktionen und deren stärkere Berücksichtigung in der Planungspraxis standen im Zentrum des Interesses.

Dieses Anliegen wurde im Jahr 2013 durch den Leitfaden des LBEG „Bodenfunktionsbewertung auf regionaler und kommunaler Ebene – Ein niedersächsischer Leitfaden für die Berücksichtigung der Belange des vorsorgenden Bodenschutzes in der räumlichen Planung“ (ENGEL 2013) weiter konkretisiert, dessen Vorstellung der Anlass für die 3. Hildesheimer Bodenkongress war. Das lokale Planungsvorhaben zur Reaktivierung des Hartsalzwerks Siegfried Giesen wurde in diesem Rahmen ebenso vorgestellt und hinsichtlich einer Anwendung des neuen Leitfadens diskutiert.

Im Jahr 2012 fand zudem der 14. Niedersächsische Schulgeographentag in Hildesheim unter dem Titel „Niedersachsen im Wandel. Potenziale im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie.“ statt. Eines der breit angelegten Themen um raum-, sozio- und wirtschaftsstrukturelle Veränderungen in Niedersachsen, war die bedeutende Rolle der Böden als natürliche Ressource und deren intensive Nutzung insbesondere in der Hildesheimer Börde.

2.3 AG Bodenkunde Hildesheimer Land – AG BokuHiLa

Die Kenntnis der Faktoren und Prozesse, die auf den Boden einwirken und zu seiner Entstehung führen, ist eine Grundlage zur Schaffung von Bodenbewusstsein. Letztlich kann Bodenschutz also besser positioniert werden, indem breites Wissen geschaffen und weiter in die Gesellschaft getragen wird. Sowohl Studierende eines Fachstudiengangs, welche die berufliche Auseinandersetzung mit Böden anstreben, als auch Lehramtsstudierende als zukünftige Multiplikatoren von Bodenbewusstsein in den Schulen, müssen also die Möglichkeit haben, sich umfassend mit dem Thema Boden auseinanderzusetzen und ein breites Verständnis dazu zu entwickeln. Deutlich gestraffte Studienpläne und hoher Leistungs- und Prüfungsdruck sind Gründe dafür, warum dies jedoch unter Studierenden immer weniger der Fall ist.

Vor diesem Hintergrund wurde im Jahr 2013 die studentisch organisierte AG BokuHiLa initiiert. Die Gründungsidee hinter der AG ist, dass alle Studierenden unbedingt die Chance haben sollen, ihren Interessen ohne Leistungsdruck nachzugehen und diese so weiterzuentwickeln. Ein interessenbasiertes, forschendes Lernen fördert das Verständnis nach Überzeugung der Mitwirkenden deutlich mehr, als das vorwiegende Streben nach einer guten Note.

So beschäftigen sich die Teilnehmer/Innen von BoKuHiLa in Eigenorganisation mit bodengeographischen und landschafts-genetischen Fragestellungen. Durch das Engagement von Mitgliedern des Instituts für Geographie wird den Teilnehmenden der AG BokuHiLa zudem regelmäßig ein Rahmen für die weitergehende Vertiefung verschiedenster bodenkundlicher Inhalte geboten. Besonders im Fokus steht hier die feldbodenkundliche Geländeerfahrung, die im Studium häufig nur in viel zu geringem Umfang vermittelt werden kann, allerdings absolut elementarer Bestandteil einer bodengeographischen Ausbildung sein muss (DBG & BVB 2012). Unabhängig von der Ausrichtung und Fächerkombination besteht für jeden die Möglichkeit an der AG mitzuwirken. Auch für private Interessierte ist die AG offen, um über die Studierenden hinaus Kontakte zu "Bodeninteressierten" zu knüpfen.

Das Hauptziel der AG BokuHiLa ist es also, sich gemeinsam mit dem Thema Bodengeographie zu beschäftigen und dabei insbesondere Geländeerfahrung zu sammeln. Da der Boden ein durch die Überschneidung unterschiedlicher Sphären geprägtes Umweltmedium ist, fördert der Umgang mit dem Thema neben einem geökosystemaren Umweltverständnis außerdem die Kenntnis der wechselwirkenden bodenbildenden Faktoren. Es wird somit ein breit gestreuter Lerneffekt erzielt, der auch im weiteren Studium hilfreich ist.

Den Schwerpunkt der Tätigkeiten bilden gemeinsame Geländeexkursionen, bei denen sich die Teilnehmer/Innen mit Landschaftsausschnitten und Bodengesellschaften sowie deren Bedeutung im Landschaftshaushalt beschäftigen. Das Anlegen und die feldbodenkundliche Untersuchung von Catenen bieten den Rahmen zur Diskussion von Bodengenese, Standorteigenschaften und daraus resultierenden Nutzungsmöglichkeiten sowie einer angepassten Nutzung mit Blick auf den Bodenschutz. Nicht nur die rezente Nutzung ist von Bedeutung, sondern auch die Ableitung historischer Nutzungsformen, die sich sowohl aus der Ansprache der Bodenprofile (z.B. Kolluvien), als auch aus der Betrachtung der umgebenden Landschaft ergeben. Die Exkursionsziele liegen breit gestreut in der Hildesheimer Region (Hildesheimer Börde und Wald, Sackberge, Finkenberg/Lerchenberg u.a.). Dies ermöglicht die Auseinandersetzung mit verschiedenen Bodenlandschaften und verdeutlicht die Vielfalt von Böden.



Abb. 1: Mitglieder der AG BokuHiLa bei der Ansprache eines Aufschlusses. Bild: Stadtman 2014.

Die Mitglieder der AG unterstützen sich weiterhin semesterübergreifend gegenseitig bei Geländearbeiten zu Abschlussarbeiten mit bodengeographischem Schwerpunkt, was einen guten Einblick in unterschiedliche Untersuchungsansätze und Feldmethoden ermöglicht und auch ein Zusammengehörigkeitsgefühl schafft. Das Vorstellen von abgeschlossenen und laufenden Projekten/Abschlussarbeiten bietet Raum für Diskussionen und die Auseinandersetzung mit verschiedensten bodengeographischen Themen. Im Rahmen der Lehre und Abschlussarbeiten wird viel Arbeit von Seiten der Studierenden geleistet, die nicht einfach in der Schublade verschwinden soll. Die Daten von Geländeexkursionen, Projekt- und Abschlussarbeiten werden in einer Datenbank aufgearbeitet und sollen in Zukunft einer breiteren Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Weiterhin werden besondere Projekte auch publiziert (z.B. DANNEMANN & HERRMANN 2014, SANDNER et al. 2014)

Die anwendungsbezogene Auseinandersetzung mit den beschriebenen Themen bewirkt eine Festigung des Wissens und eine dauerhafte Sensibilisierung bezüglich der Bedeutung des Schutzguts Boden. Die Vielfalt der Themen bietet auch in anderen Bereichen Anknüpfungspunkte, sodass von einer Anwendung des erlernten Wissens in weiteren Themenfeldern ausgegangen werden kann und ein breit gestreuter, für das weitere Studium hilfreicher, Lerneffekt generiert wird.

Im Zuge des Wettbewerbs „BodenWertSchaetzen“ (2015 initiiert durch den Rat für nachhaltige Entwicklung und die Deutsche Bundesstiftung Umwelt) wurde das „Projekt“ BokuHiLa unter die besten 20 Bewerber im Themenfeld „Bildung und Öffentlichkeitsarbeit“ gewählt (unter http://www.bodenwertschaetzen.de/beste_bildung.html), sodass die AG sich in der Umsetzung ihrer Ideen bestärkt sieht.

Durch die Etablierung regelmäßiger gemeinsamer Veranstaltungen konnte die AG BokuHiLa als feste Größe im universitären Alltag integriert werden. Das "Lernen am Objekt" in lockerer Atmosphäre hat sich mittlerweile unter vielen Studierenden als positive Erfahrung herumgesprochen, sodass die AG jahrgangsübergreifend verankert und verstetigt werden konnte.

3 Aktivitäten zum Jahr des Bodens

Zum Jahr des Bodens 2015 wurde eine Exkursion für die Öffentlichkeit mit bodengeographischem Schwerpunkt durchgeführt, um der Bedeutung dieses Aktionsjahres gerecht zu werden. In Kooperation mit den Niedersächsischen Landesforsten (Nds. Forstamt Liebenburg) und den Unteren Bodenschutzbehörden von Landkreis und Stadt Hildesheim wurden im Stadtgebiet Hildesheims durch das Institut für Geographie sechs Bodenprofile für die Öffentlichkeit (35 Exkursionsteilnehmer/Innen) aufbereitet.

Entlang einer Hangcatena wurden die unterschiedlichen Bodenentwicklungen und die wirkenden Prozesse erläutert (s. Abb. 2). Darauf aufbauend wurden auch die Nutzungspotenziale der jeweiligen Standorte und deren Unterschiede verdeutlicht. Insbesondere die forstwissenschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten wurden mit den Vertretern Niedersächsischen Landesforsten anschließend an die bodenkundlichen Erläuterungen hervorgehoben.

Zudem wurden am Tag des Geotops am 20.09.2015 Exkursionen zu zwei durch das Institut für Geographie in Kooperation mit anderen Akteuren betreuten Bodenschauprofilen (Bodenschauprofil "Schwarzerde Asel" und Bodenschauprofil „Auengley Domäne Marienburg“; siehe Abb. 3) angeboten, welche regionale Besonderheiten anschaulich verdeutlichen und jederzeit einen „Blick in den Boden“ ermöglichen. Die beiden Exkursionen zum Tag des Geotops konnten dabei erfreulicherweise wiederum das Interesse von ca. 30 Personen, trotz der „Konkurrenz“ durch weitere regionale Veranstaltungen zum Tag des Geotops, wecken.

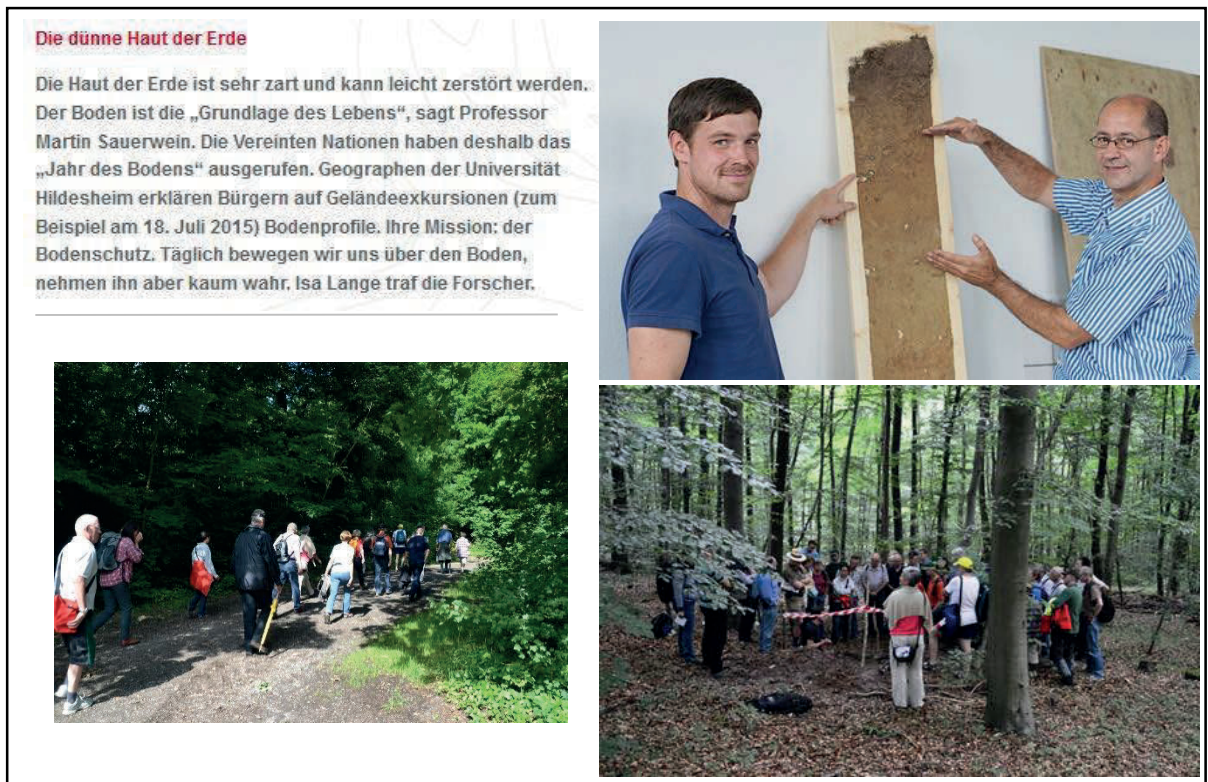


Abb. 2: Pressemeldung und Teilnehmer der Exkursion zum Jahr des Bodens (Foto oben: Lange 2015, Foto unten: Stadtman 2015).



Abb. 3: Die Boden-Schauprofile an der Domäne Marienburg (links, inklusive Ausschnitt der vor Ort angebrachten Informationstafel (WERNER 2013)) und in Asel (rechts). Bilder: Stadtman 2015.

Für beide Bodenschauprofile wurden im Rahmen studentischer Abschluss- und Projektarbeiten Internetauftritte erstellt, die auf der Homepage des Instituts für Geographie zu finden sind. Das Bodenschauprofil „Auengley Domäne Marienburg“ selbst wurde dabei durch finanzielle Unterstützung der Niedersächsischen BINGO-Umweltstiftung der Öffentlichkeit dauerhaft zugänglich gemacht.

Neben Exkursionen, die im Rahmen der Lehrveranstaltungen des Instituts für Geographie durchgeführt werden, bietet der „Tag des Geotops“ jedes Jahr einen Anlass, Exkursionen für die Öffentlichkeit anzubieten. Durch diese offenen Exkursionen und daraus generierter Medienpräsenz (s. Abb. 3) soll auch über das Jahr des Bodens hinaus eine breitere Öffentlichkeit angesprochen und ein "Bodenbewusstsein" angeregt werden.

4 Ausblick

Die beschriebenen Aktionen stellen wichtige Schritte zur Bodenbewusstseinsbildung in der Bevölkerung dar. Dennoch stehen weiter große Aufgaben an, um dies auch weiter ausbauen und festigen zu können.

Der Aufbau von regionalen Netzwerken, die sich dem Thema Bodenschutz widmen und durch die Koordination der unterschiedlichen Akteure und Aktivitäten Synergieeffekte erzielen, ist ein wichtiger Schritt zur weiteren Verbesserung der Öffentlichkeitsarbeit im Bodenschutz (MAKKI et al. 2015:95ff.). Ein strukturiertes und geplantes Zusammenwirken unterschiedlicher Akteure erhöht die Chancen auf erfolgreiche Aktionen (HUCK et al. 2015:24f.). Aufbauend auf den Erfolgen der Hildesheimer Bodenkongressen und den bestehenden Kooperationen des Instituts für Geographie soll vor diesem Hintergrund auch in Zukunft Netzwerkarbeit geleistet werden.

Hildesheim bietet als Raum mit vielfältigen Bodenlandschaften und landschaftsgenetischen Besonderheiten viele mögliche Exkursions- und Aktionsziele. Zudem ist die Region bereits historisch bedingt durch die enge Bindung an die fruchtbaren Ackerstandorte der Börde für die Bedeutung des Schutzguts Boden sensibilisiert. Hier soll weiter angesetzt werden, um die Bedeutung des Schutzguts Boden wieder mehr in den Fokus zu rücken und fundierte gesellschaftliche Diskurse zu ermöglichen. Zu diesem Zweck sollen im Jahr 2016 ergänzend zu den bestehenden Schauprofilen Konzepte für Bodenlehrpfade ausgearbeitet und umgesetzt werden, die für die Öffentlichkeit dauerhaft zur Verfügung stehen. Mögliche Gebiete für einen solchen Lehrpfad stellen die zusammenhängenden Naturschutzgebiete „Giesener Teiche“ und „Lange Dreisch und Osterberg“ im Stadtgebiet Hildesheims dar, in denen auf den bestehenden Wegen somit ein dauerhaftes Umweltbildungsangebot geschaffen werden kann.

Literatur

- AVERES, T. (2015): Untersuchungen zur Bleiverlagerung mit Bodensickerwasser auf dem Schießplatz Schneeren. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröffentlicht).
- DANNEMANN, S. & HERRMANN, N. (2014): Nachweis einer historischen Hohlweggalerie bei Alfeld/Leine (Süd-niedersachsen) anhand von Vermessungsergebnissen und bodengeographischen Feldaufnahmen. – Hildesheimer Geographische Studien 4: 1-11.
- DBG & BVB (2012): Memorandum Feldbodenkunde. https://www.dbges.de/wb/media/Aktuelles/Memorandum_DBG_BVB_Feldbodenkunde_20121205CA.pdf (Zugriff: 13.12.2015).
- ENGEL, N. (2013): Bodenfunktionsbewertung auf regionaler und kommunaler Ebene. Ein niedersächsischer Leit-faden für die Berücksichtigung der Belange des vorsorgenden Bodenschutzes in der räumlichen Planung. – Geoberichte 26.
- GERMERSHAUSEN, L. (2013): Auswirkungen der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in der Innersteue zwischen Langelsheim und Ruthe. Diss. Univ. Hildesheim. Hildesheimer Geographische Studien 1.

- GRUBE, W. & M. GUNREBEN (2005): Das Schwarzerde-Profil von Asel - Boden des Jahres 2005: Schwarzerde. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG). <http://www.dgg.de/geotop/upload/geotopflyer/1764_Nr_99_Asel_Schwarzerde_neu.pdf> (letzter Zugriff: 12.12.2015).
- HERRMANN, N. & STADTMANN, R. (2015): Landschaftsökologische und bodengeographische Forschungsansätze. Ringvorlesung „Umwelt und Nachhaltigkeit“, Univ. Hildesheim am 08.07.2015.
- HUCK, S. KAUFMANN-BOLL, C., MATHEWS, J., MÄHLMANN, U., LAZAR, S. & NIEDERNOSTHEIDE, N. (2015): Das Bewusstsein für den Boden verbessern - aber wie? – Bodenschutz 2015/1:22-25.
- KARASCHEWSKI, J. (2014): Morphologie und Verfall von Windwurfstrukturen im Hildesheimer Wald. Unter besonderer Berücksichtigung substrat- und pedogenetischer Eigenschaften. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröffentlicht).
- LANGE, I. (2015): Die dünne Haut der Erde. <https://www.uni-hildesheim.de/neuigkeiten/die-duennehaut-der-erde/> (Stand: 15.07.2015) (letzter Zugriff: 29.12.2015).
- LAUSCH, P. (2013): Einflüsse auf die Konzentration von Blei, Cadmium und Zink in der Leineae im Bereich von Northeim bis Alfeld. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröffentlicht).
- MAKKI, M., FRIELINGHAUS, M., HILBERT, S., METZGER, D. & HOFFMANN, C. (2015): Lokale Netzwerkarbeit für mehr Bodenbewusstsein. Erfahrungen des Gesprächskreises Bodenschutz Berlin. – Bodenschutz 2015/3:95-97.
- MIEHLICH, G. (2009): Bodenbewusstsein – ein Schlüssel zur Förderung des Bodenschutzes. – NNA-Berichte 1/2009: 48-53.
- PETER, M. & KUNZMANN, K. (2009): Bodenschutz in der Umweltprüfung nach BauGB. Leitfaden für die Praxis der Bodenschutzbehörden in der Bauleitplanung. LABO.
- REUTER, A. (2013): Verteilungsmuster von biogenen Makroporen bei konventioneller und pflugloser Bearbeitung entlang einer Bodencatena in der Hildesheimer Börde. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröffentlicht).
- SANDNER, M., KARASCHEWSKI, J., DIECK, J.-P. & HERRMANN, N. (2014): Genese einer linearen Hohlform auf Carbonatgestein im nördlichen Hildesheimer Wald – unter besonderer Berücksichtigung der Ausprägung periglazialer Lagen und der holozänen Pedogenese. – Hildesheimer Geographische Studien 4:12-33.
- SCHOCK, A.-C. (2014): Befragung von Schüler/innen der Sekundarstufe I zu Naturerfahrung und Geomedien im Kontext von Bildung für nachhaltige Entwicklung. Diss. Univ. Hildesheim. Hildesheimer Geographische Studien 3.
- VOS, C. (2014): Assessing the stability of different biochars in agricultural soils in Northern Germany, using a natural $\delta^{13}\text{C}$ label. Masterarbeit, Univ. Hildesheim (unveröffentlicht).
- WERNER, M. (2013): Das Bodenschauprofil "Auengley an der Domäne Marienburg (Hildesheim)" - Landschaftshaushalt und Landschaftsgenese. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröffentlicht).
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT BODENSCHUTZ BEIM BMU (WBB) (2002): Ohne Boden bodenlos - eine Denkschrift zum Boden-Bewusstsein. Berlin.
- ZIMMER, I. (2012): Einfluss der Innerste auf den Schwermetallhaushalt des Mündungsbereiches der Leineae. Bachelorarbeit, Univ. Hildesheim (unveröffentlicht).

Anschrift der Autoren:

M.Sc. Robin Stadtman
robin.stadtman@
uni-hildesheim.de

Dipl. Geogr. Nico Herrmann
nico.herrmann@
uni-hildesheim.de

B.Sc. Jasmin Karaschewski
jasmin.karaschewski@
uni-hildesheim.de

Prof. Dr. Martin Sauerwein
martin.sauerwein@
uni-hildesheim.de

Universität Hildesheim
Institut für Geographie

Universitätsplatz 1
D-31141 Hildesheim

Hildesheimer Geographische Studien

Band 1 (2013)

Lars Germershausen

Auswirkungen der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in der Innersteue zwischen Langelsheim und Ruthe (Dissertation)

Band 2 (2013)

Robin Stadtmann, Christine Jung-Dahlke & Martin Sauerwein

Entwicklung einer Geodatenbank mittels GIS und Erdas Imagine für den Nationalpark Asinara (Sardinien)

Hannah Graen & Martin Sauerwein

Auswertung landwirtschaftlicher Kalender aus der Hildesheimer Börde zur Analyse lokaler Klimaveränderungen und deren Auswirkungen auf Vegetation und Landwirtschaft

Kristin Gawert & Sabine Panzer-Krause

Der demographische Wandel und seine Auswirkungen im Ortsteil Barsinghausen-Bantorf in der Region Hannover

Sabine Panzer-Krause

Innerstädtischer Einzelhandel und Konsum in Hildesheim: Ergebnisse der Datenerhebung 2013

Band 3 (2014)

Ann-Christin Schock

Befragung von Schüler/innen der Sekundarstufe I zu Naturerfahrung und Geomedien im Kontext von Bildung für nachhaltige Entwicklung (Dissertation)

Band 4 (2014)

Sara Dannemann & Nico Herrmann

Nachweis einer historischen Hohlweggalerie bei Alfeld/Leine (Süd-niedersachsen) anhand von Vermessungsergebnissen und bodengeographischen Feldaufnahmen

Moritz Sandner, Jasmin Karaschewski, Jan-Philip Dieck & Nico Herrmann

Genese einer linearen Hohlform auf Carbonatgestein im nördlichen Hildesheimer Wald – unter besonderer Berücksichtigung der Ausprägung periglazialer Lagen und der holozänen Pedogenese

Svenja Elfers & Sabine Panzer-Krause

Die Stadtentwicklung in Hildesheim im Zeichen des demographischen Wandels

Lien Lammers, Judith Lübcke & Sabine Panzer-Krause

Gestaltung und Pflege von Grünanlagen in benachteiligten Stadtquartieren: Welchen Beitrag leisten Stadtnetzwerke?

Teresa Schröer & Martin Sauerwein

"Schulwälder gegen Klimawandel" – eine Studie zu zwei Projekten der Stiftung Zukunft Wald

Band 5 (2015)

Hannah Graen, Robin Stadtmann & Martin Sauerwein

Modellierung von Temperaturdaten und Temperaturveränderungen im Nationalpark Asinara, Sardinien

Sarah Matheis, Nico Herrmann & Martin Sauerwein

Entwicklung eines Monitoringkonzeptes für Niedermoore am Beispiel des Bergen-Weißacker Moores, Süd-Brandenburg

Martin Sauerwein, Jan-Philip Dieck & Robin Stadtmann

Urbane Böden im Kontext von Ecosystem Services

Martin Sauerwein, Julia Jaquemotte & Lars Germershausen

Ursachen der Nitratbelastung des Grundwassers im Raum Hannover/Hildesheim

Sabine Panzer-Krause

Einkaufen in der Hildesheimer Innenstadt: Auswirkungen der Arneken Galerie auf den innerstädtischen Einzelhandel

Robin Stadtmann, Nico Herrmann, Jasmin Karaschewski & Martin Sauerwein

Bodenbewusstsein: Hildesheimer Aktivitäten zum Jahr des Bodens 2015