

MANUSKRIPTE

GEOGRAPHICA AUGUSTANA

Peter Chiffard, Daniel Karthe,  
Katja Heller

**Beiträge zum 47. Jahrestreffen  
des Arbeitskreises Hydrologie  
vom 19.-21. November 2015  
in Dresden**

**GEOGRAPHICA AUGUSTANA**

**Peter Chifflard, Daniel Karthe,  
Katja Heller**

**Beiträge zum 47. Jahrestreffen  
des Arbeitskreises Hydrologie  
vom 19.-21. November 2015 in Dresden**

**Peter Chiffard, Daniel Karthe, Katja Heller**

**Beiträge zum 47. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie vom 19.-21.November 2015  
in Dresden**

**Augsburg 2016**

**ISBN 978-3-923273-97-3**

**ISSN 1862-8680**

**Copyright: Institut für Geographie, Universität Augsburg 2006**

**Alle Rechte vorbehalten**

**Umschlaggestaltung Jochen Bohn  
Textverarbeitung Peter Chiffard  
Druck Digitaldrucke Bayerlein GmbH Neusäß**

## ***Vorwort der Editoren***

Wasser ist die Grundlage für alles Leben auf der Erde, kann jedoch bei extremen Ereignissen wie Starkregen, Dürre und durch Kontamination auch ein Risiko darstellen. Jeder Eingriff in den Wasserhaushalt birgt Folgen für die Fauna, die Flora und den Menschen. Ein nachhaltiger Umgang mit den Wasserressourcen sowie ein wirksames Risikomanagement sind von wesentlicher ökologischer und gesellschaftlicher Relevanz.

Der Arbeitskreis Hydrologie des Verbands der Geographen an Deutschen Hochschulen (VGDH) bildet eine Interessensgemeinschaft von Wissenschaftlern und Anwendern, die sich mit dem Wasser als Naturraumfaktor, Lebensraum, Transportmedium und Risikofaktor befassen. Das Themenspektrum reicht dabei u.a. von der Niederschlags-Abfluss-Prozessanalyse über Wasserressourcenmanagement, Hydrochemie, Bodenhydrologie, Fließgewässerrenaturierung bis hin zur hydrologischen Modellierung.

Das 47. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie fand 2015 am Institut für Geographie der Technischen Universität Dresden statt. Bereits in den Jahren 1965 und 2006 wurden in Dresden Jahrestreffen durchgeführt. Am diesjährigen Arbeitskreis nahmen circa 40 Teilnehmer aus insgesamt 19 deutschen Instituten und Forschungseinrichtungen teil. In 17 Vorträgen und einer Poster-session wurde ein breites Spektrum an interessanten hydrologischen Forschungsarbeiten präsentiert. Die im Rahmen der Tagung durchgeführte Exkursion zum Thema „Hochwasserschutz in Dresden“ entlang des innerstädtischen Hochwasserlehrpfades wurde von Thomas Jakob, dem Sachgebietsleiter für kommunalen Umweltschutz des Dresdner Umweltamtes, geleitet. Die Teilnehmer erfuhren dabei Details zu den Auswirkungen der letzten Hochwasserereignisse in Dresden, zu den technischen Hochwasserschutzanlagen im Stadtgebiet und zur Kooperation mit der tschechischen Wasserwirtschaft.

Ein Auszug der inhaltlichen Vielfalt wasserbezogener Arbeitsfelder, die in Dresden präsentierten wurden und sich im Arbeitskreis Hydrologie wiederfinden, werden in diesem Tagungsband vorgestellt. Die Veranstalterin Katja Heller sowie die Sprecher des Arbeitskreises, Daniel Karthe und Peter Chiffard, würden sich freuen, wenn dadurch weitere interessierte Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler angesprochen werden und ein kleiner Beitrag zur Zusammenführung hydrologischer Forschung geleistet werden kann.

Bei Herrn Jakob und allen an der Organisation beteiligten Mitarbeitern der TU Dresden möchten wir uns noch einmal herzlich bedanken. Im Jahr 2016 wird das Jahrestreffen vom 17.11. bis 19.11.2016 an der Ludwig-Maximilians-Universität in München stattfinden und von dem Kollegen Dr. Thomas Büche organisiert.

Katja Heller

Peter Chiffard

Daniel Karthe

Dresden, Juli 2016

## Inhaltsverzeichnis

Geochemisches Monitoring im Leipziger Auwald unter hydrologischen Aspekten <i>A. Herkelrath, H. Kasperidus, A. Krüger &amp; J. Heinrich</i>	3
Spatial pattern of surface water hygiene at the Holtemme: Investigations in a small catchment with a strong landuse and pollution gradient <i>D. Karthe, P. Y. Lin &amp; K. Westphal</i>	10
Untersuchungen zur Bodenfeuchte unter verschiedenen, benachbarten Landnutzungsarten im Osterzgebirge - unter besonderer Berücksichtigung von Kurzumtriebsplantagen <i>D. Rasche, C. Reinhardt-Imjela &amp; A. Schulte</i>	20
Impact of land use land cover LULC patterns on water resources quality in the Lottental, Bochum, Germany <i>M. Alhamed</i>	30
The hydrogeochemistry of surface water and groundwater draining from highly anthropogenic affected abandoned coal mine fields in the south of Bochum, Germany <i>M. Alhamed</i>	38
The relationships between the land use/land cover and the soil chemistry in the south of Bochum, Germany <i>M. Alhamed</i>	48
Investigate the Generation of Acid Mine Drainage in the Abandoned Coal Mine Fields Located in South of Bochum, Germany <i>M. Alhamed &amp; F. Wisotzky</i>	59
Historische Entwässerungsmaßnahmen im Soonwald und ihre Folgen <i>M. Tempel, J. Schultheiß &amp; T. Leidinger</i>	65
The contribution of historical flood research to raise risk awareness – A case study on Thuringia <i>T. Reeh, M. Deutsch &amp; K.-H. Pörtge</i>	82
Geschiebemanagement an der Iller – Vorstellung des gemeinsamen Projektes des Instituts für Geographie, Universität Augsburg und den Bayerischen Elektrizitätswerken <i>M. Tsigaridas, W. Merkel &amp; K.-F. Wetzel</i>	92
Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt potentieller Hangmoorstandorte im Nationalpark Hunsrück-Hochwald <i>J.J. Zemke, D. König, M. Tempel &amp; J. Schultheiß</i>	101



# Geochemisches Monitoring im Leipziger Auwald unter hydrologischen Aspekten

Anna Herkelrath<sup>1</sup>, Hans Kasperidus<sup>2</sup>, Annett Krüger<sup>1</sup>, Jürgen Heinrich<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Universität Leipzig, Institut für Geographie*, <sup>2</sup>*Helmholtz – Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung*

## Zusammenfassung

Das Renaturierungsprojekt „Lebendige Luppe“ soll der gegenwärtigen Austrocknung des Leipziger Auwaldes entgegenwirken. Ein fachübergreifendes, wissenschaftliches Umweltmonitoring begleitet dieses Projekt. Die Aufnahmen der Pegel der Oberflächengewässer und des Grundwassers sowie deren Stoffhaushalte sind Teil des begleitenden Langzeitmonitorings. Dieses gibt bislang Aufschluss über den derzeitigen Zustand der Untersuchungsgebiete. Der Zusammenhang zwischen Grundwasserschwankungen und Oberflächenwasserständen sowie der stofflichen Beschaffenheit der Grundwässer werden an dieser Stelle anhand eines ausgewählten Untersuchungsgebietes dargestellt. Die Datenerhebung erfolgt bis zum Ende der Projektlaufzeit 2019 und soll mit Hilfe der Kenntnisse über den status quo Aufschluss über Veränderungen des Auensystems mit der Umsetzung der Renaturierungsmaßnahme geben.

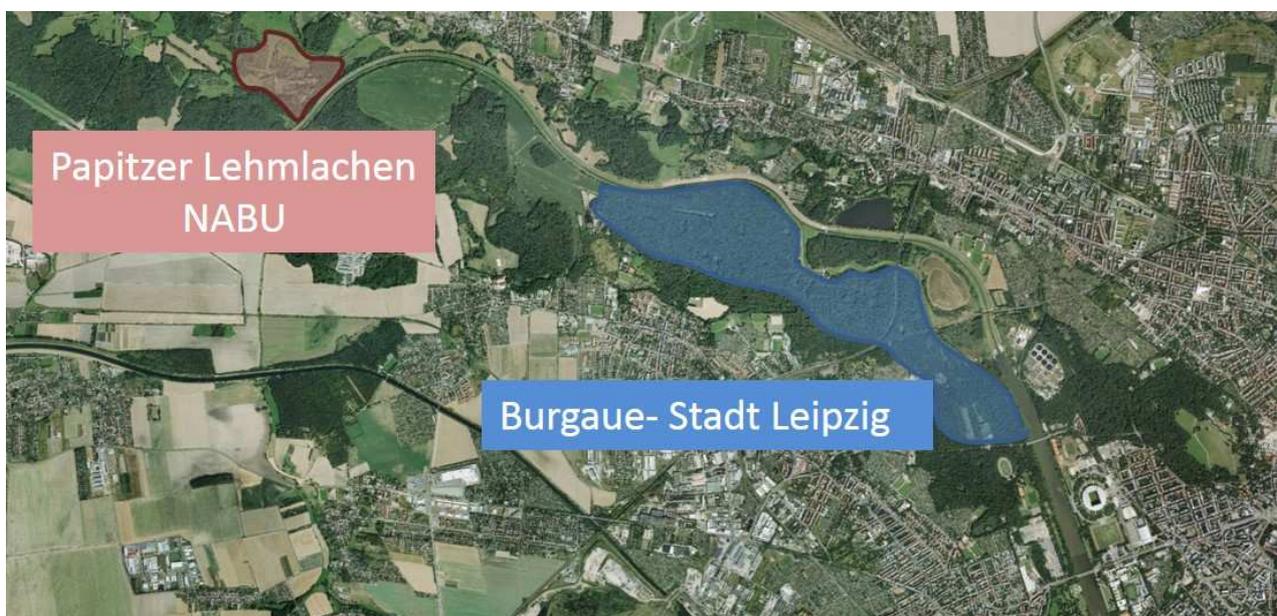
## 1. Einführung

Auen sind flussbegleitende Naturräume und werden geprägt von den dynamischen Abflüssen der Fließgewässer (DISTER 1991). Abwechslungsreiche Landschaften aus Fließ- und Stillgewässern sowie Wald- und Offenlandschaften sind typische Bestandteile einer intakten Auenlandschaft und beherbergen eine Vielfalt an Flora und Fauna (SCHOLZ et al., 2012). Diese Dynamik wurde jedoch vielerorts durch intensive Hochwasserschutzmaßnahmen, insbesondere im Laufe des 20. Jahrhunderts, massiv gehemmt (BMU und BfN, 2009). Dies führte zu einem dementsprechenden Verlust der Artenvielfalt. Das Landschaftsschutzgebiet Leipziger Auwald ist solch ein bedrohter Naturraum, dessen verzweigtes Flusssystem unter anderem durch den Bau eines kanalisierten und eingedeichten Flusses, der Neuen Luppe, gekappt und trockengelegt wurde (PUTKUNZ, 2011). Ein Rückgang des Hartholzauenbestandes (SICKERT, 2012) sowie notwendige künstliche Bewässerungen zum Erhalt bestehender Stillgewässer zeigten in den vergangenen Jahrzehnten den dringenden Bedarf an Renaturierungsmaßnahmen in diesem Gebiet auf. Das vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) und der Sächsischen Landesstiftung Natur und Umwelt (LANU) geförderte Projekt „Lebendige Luppe“ soll durch die

Wiedervernässung ehemaliger Flussläufe der Luppe die Degradation des Landschaftsschutzgebietes, zum Teil auch mit ausgewiesenen Naturschutzgebieten, supprimiert werden.

Das Projekt gliedert sich in zwei Maßnahmenggebiete (vgl. Abb. 1) entlang der Neuen Luppe, wobei die Federführung für das Maßnahmenggebiet 1, südlich der Neuen Luppe, die Stadt Leipzig übernimmt, und für das Maßnahmenggebiet 2, nördlich der Neuen Luppe, der NABU-Landesverband Sachsen.

Die wissenschaftliche Begleitforschung setzt sich zusammen aus einem fachübergreifenden Team mit Mitarbeitern der Universität Leipzig, Institut für Geographie, Institut für Biologie sowie Institut für Soziologie, und des Helmholtz- Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung.



**Abb. 1:** Übersicht der Maßnahmenggebiete (Datengrundlage [www.google.de/maps](http://www.google.de/maps))

## 2. Das Untersuchungsgebiet

Im Rahmen dieses Beitrags werden ausschließlich die Arbeiten im Maßnahmenggebiet 2 dargestellt, weshalb an dieser Stelle lediglich dieses Untersuchungsgebiet näher vorgestellt werden soll.

Das nördlich der Neuen Luppe und südlich der Weißen Elster gelegene Maßnahmenggebiet bildet ein Mosaik aus Wald- und Offenlandschaften. Wassergefüllte Hohlformen, entstanden aus ehemaligen Lehmabbauaktivitäten, bilden heute ein artenreiches Amphibienhabitat (GROSSE, 1998). Während sich nach Beendigung des Lehmabbaus die entstandenen Hohlformen vorerst durch aufsteigendes Grundwasser füllten, zeigte sich in den darauffolgenden Jahren ein erheblicher Wasserverlust bis hin zur Austrocknung der sogenannten Papitzer Lachen. Verantwortlich für dieses Wasserdefizit ist die Drainagewirkung der sich über die Jahrzehnte ins eigene Flussbett eingeschnittenen Neuen Luppe. Zum Erhalt der Stillgewässer begann bereits 1973/74 die

künstliche Bewässerung der Papitzer Lachen (BERKEMEIER und LOOSE, 1997). Später wurde ein Graben angelegt, der Wiesengraben, welcher seither Wasser von der Weißen Elster in die Lachen leitet (SAUERSTEIN und ZITSCHKE, 1996). Dabei wird zwischen direkt durchflossenen Lachen und indirekt, durch ansteigendes Grundwasser gespeisten Lachen unterschieden. Dieser Zulauf wird im Laufe eines Jahres unterschiedlich gesteuert, so dass beispielsweise im Frühjahr ein Hochwasser simuliert wird beziehungsweise im Spätsommer/Herbstbeginn zur Minderung des Fischbestandes und für die jährliche Jagdsaison der Zulauf komplett geschlossen wird und die Lachen trocken fallen. Im Rahmen des Projektes Lebendige Luppe soll diese bereits bestehende Bespannung der Lachen für die Umsetzung der Renaturierung mitgenutzt werden, wobei die Wassermengen am Auslauf der Papitzer Lachen mit der Entstehung eines neuen Fließgewässers abgeführt werden sollen (aktueller Projektstand).

### 3. Fragestellung

Die oben beschriebene, anthropogen induzierte Dynamik im Untersuchungsgebiet Papitzer Lachen soll anhand von Wasserstandsänderungen dokumentiert werden. Im Vordergrund stehen also folgende hydrologische Fragestellungen:

- Welche Wasserstände sind in den Oberflächenwasserpegeln in Abhängigkeit der künstlichen Steuerung zu beobachten?
- Wie hoch sind die Grundwasserschwankungen in diesem Gebiet?
- Gibt es Unterschiede der Grundwasserschwankungsbereiche in Abhängigkeit der räumlichen Lage zu den Lachen und umgebenen Fließgewässern?

Des Weiteren beziehen sich die Untersuchungen auf den Stoffhaushalt ausgewählter Standorte. Dabei soll hier nur auf die Grundwasseranalytik eingegangen werden. Folgende Fragestellungen stehen hier im Vordergrund:

- Wie ist die stoffliche Beschaffenheit des Grundwassers?
- Lassen sich Stoffhaushaltsschwankungen verzeichnen?

### 4. Monitoringdesign und Methoden

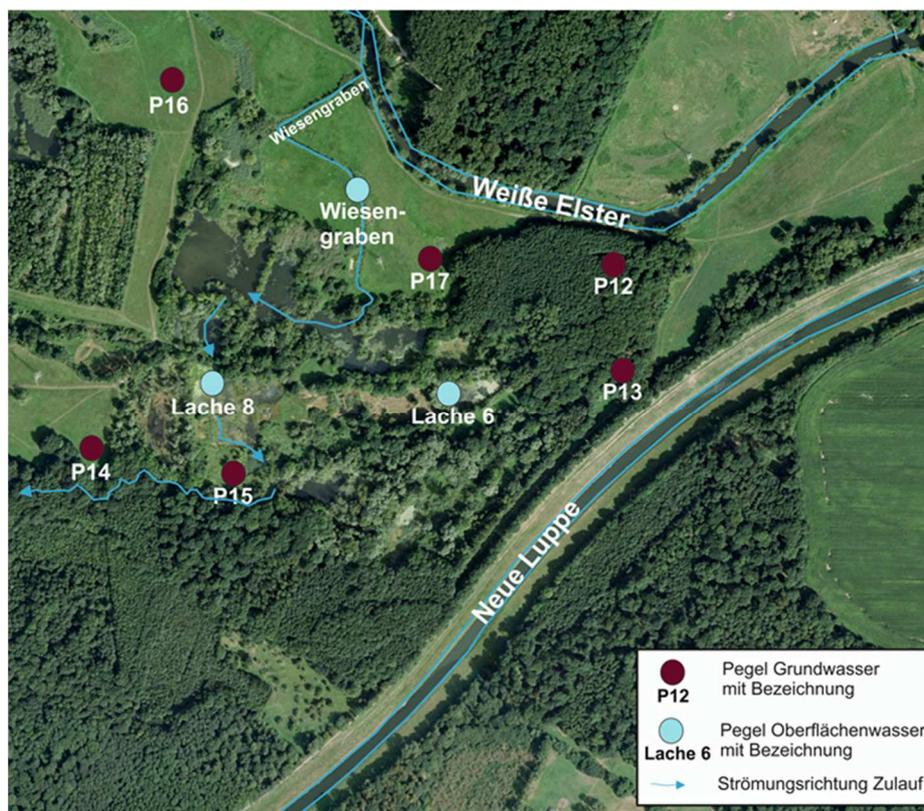
Die Standorte der Pegel in den Oberflächengewässern sind so gewählt, dass sie zum einen den künstlichen Zulauf (Wiesengraben) erfassen und zum anderen die Wasserstände sowohl einer direkt durchflossenen Lache (Lache 8) und einer durch ansteigendes Grundwasser gespeisten Lache (Lache 6) aufzeichnen.

Die Standorte der Grundwasserpegel zur Wasserstandszeichnung als auch zur Probengewinnung sind so verortet, dass ein Teil der Pegel nahe der Weißen Elster steht und der andere Teil nahe der Neuen Luppe.

Außerdem gibt es jeweils einen Waldstandort und zwei Offenlandstandorte, wobei die Nähe zu den Lachen variiert.

Die Wasserstände der Grund- und Oberflächengewässer werden sowohl monatlich analog mittels eines Lichtlots erfasst als auch digital durch Datenlogger der Firma Schlumberger (Mini-Diver). Die digitale Aufzeichnung erfolgt aller 30 min. Eingesetzt wurden die Datenlogger in die Grundwasserbeobachtungsstellen im Februar 2014, der Einbau der Oberflächenwasserpegel erfolgte erst im Mai 2014. Insgesamt konnten sechs Grundwasserpegel mit Datenloggern bestückt werden sowie drei Oberflächenwasserpegel. Ein vierter Wasserstandspegel sollte in der Weißen Elster eingebaut werden, dies konnte jedoch aus logistischen Gründen zu diesem Zeitpunkt nicht erfolgen. Da die Weiße Elster, als Teil des Gewässerknoten Leipzigs, dauerhaft durch künstliche Steuerung auf einem gleichbleibenden Wasserstandsniveau gehalten wird, kann das Fehlen des Pegels an dieser Stelle geduldet werden.

Die Analytik des Grundwassers erfolgt monatlich. In-situ werden in einer Grundwassermesszelle Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt gemessen. Im Labor erfolgt die Analytik wichtiger Nähr- und anorganischer Schadstoffe.

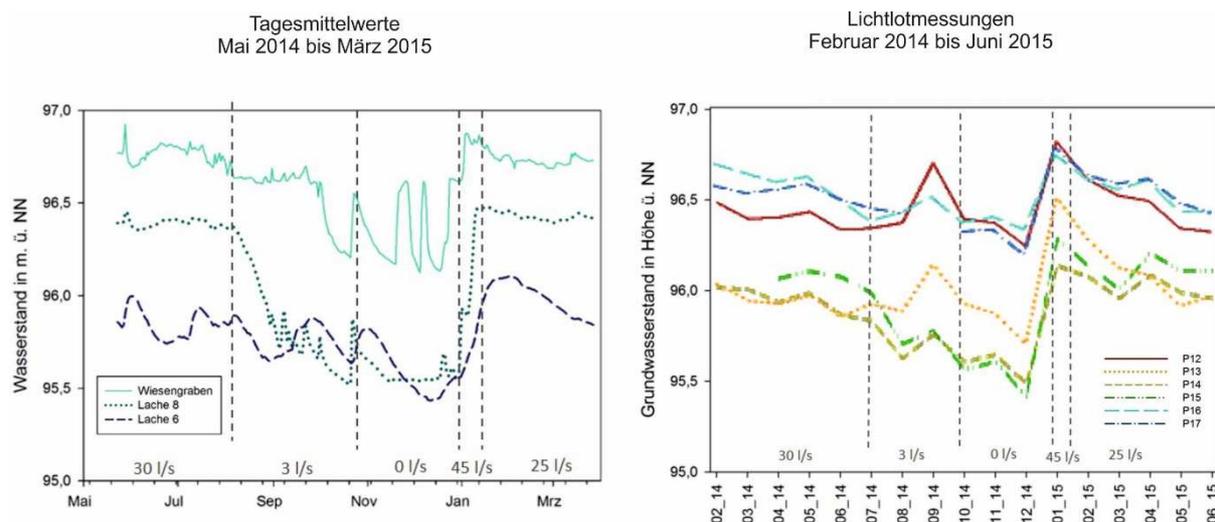


**Abb. 2:** Untersuchungsgebiet Papitzer Lachen mit Monitoringstandorten (Datengrundlage [www.google.de/maps](http://www.google.de/maps))

### 5. Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisdarstellung erfolgt in diesem Rahmen mittels einfach gehaltener grafischer Darstellungen, um die Wasserstandsänderungen und die stoffliche Variabilität des Grundwassers abzubilden.

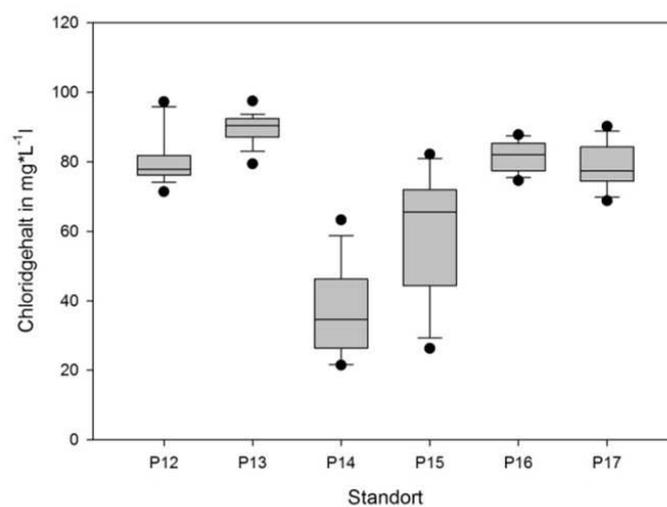
Die Abbildung 3 (links) zeigt die Pegel der Oberflächengewässer von Mai 2014 bis März 2015. Ebenfalls abzu- lesen sind die ungleichen Wasserentnahmen aus der Weißen Elster in diesem Zeitraum. Zu erkennen ist, dass die Pegel am Wiesengraben und in der Lache 8 direkt auf den gesteuerten Zulauf reagieren. Fließt das Wasser über den Wiesengraben in die Lachen, so steigen dort auch die Wasserstände an. Wird der Zulauf gestoppt, so sinkt das Wasser im Wiesengraben und in der direkt durchflossenen Lachen unter die Geländeoberkante, wobei die Wasserstandsschwankungen am Pegel der Lache 8 deutlich höher sind. Anders ist der Verlauf in der nicht direkt durchflossenen Lache 6. Hier gibt es auch kurzzeitige Wasserstandsschwankungen, welche unabhängig von der Steuerung des Zulaufs und auf Niederschlagsereignisse zurückzuführen sind. Tendenziell zeichnet sich aber auch hier der Einfluss der Wassersteuerung ab, so dass es beispielsweise im Januar 2015 einen deutlichen Anstieg aufgrund der Öffnung des Zulaufs gibt.



**Abb. 3:** Wasserstandsganglinien der Oberflächengewässer (links) und Ganglinien der Grundwasserpegel (rechts)

Die monatlichen Lichtlotmessungen der sechs Grundwasserpegel (vgl. Abb. 3, rechts) zeigen im Zeitraum von Februar 2014 bis Juni 2015 recht synchron verlaufende Ganglinien, jedoch ist gut zu erkennen, dass die Grundwasserstände nahe der Weißen Elster auf einem höheren Niveau liegen, als die nahe der Neuen Luppe. Dies bestätigt das vorhandene Grundwassergefälle in Richtung der Neuen Luppe. Alle Grundwasserpegel reagieren auf die Steuerung des künstlichen Zulaufs, gleichzeitig weisen die südlich gelegenen Grundwasserpegel höherer Grundwasserschwankungen auf.

Die chemische und stoffliche Beschaffenheit des Grundwassers ist trotz der räumlichen Nähe der Pegel und gleicher geologischer Verhältnisse (EISSMANN, 1997) sehr differenziert. Am Beispiel Chlorid (vgl. Abb. 4) ist erkennbar, dass die Gehalte der Waldstandorte sehr ähnlich sind sowie die Offenlandstandorte nahe der Weißen Elster. Etwas geringer sind die Chloridgehalte der Offenlandstandorte nahe der Neuen Luppe. Auffällig sind vor allem die Schwankungsbereiche der Stoffgehalte. Vergleicht man diesbezüglich die Offenlandstandorte, so ist zu erkennen, dass die Pegel mit den stärkeren Wasserstandsschwankungen auch ausgeprägte Stoffhaushaltsschwankungen aufweisen. Dies wird auch anhand weiterer aufgenommener und gemessener Parameter deutlich. Die Waldstandorte sind stets differenziert zu betrachten.



**Abb. 4:** Stoffgehalte der Grundwasserbeobachtungsstandorte

## 6. Zusammenfassung und Ausblick

Sowohl die Wasserstände als auch die chemische Beschaffenheit des Grundwassers zeigen im Jahresverlauf Veränderungen auf. Dabei sind zum einem die künstliche Bewässerung und zum anderen die räumliche Lage und die Standortverhältnisse ausschlaggebend für die Größe der Schwankungen. Außerdem spielen sie für die stoffliche Variabilität der Standorte untereinander eine entscheidende Rolle. Damit später Aussagen über den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen getroffen werden können, ist eine zureichende Erfassung des status quo entscheidend. Die Lichtlotmessungen geben Aufschluss über die Grundwasserverhältnisse in diesem Untersuchungsgebiet, zur detaillierten zeitlichen Erfassung der Wasserausbreitung ist es im nächsten Schritt jedoch notwendig, die Aufzeichnungen der Datenlogger ebenfalls für die Grundwasserpegel mit einzubeziehen. Zusätzlich sollen im Jahr 2016 Durchflussmessungen durchgeführt werden. Zur Erlangung präziserer Aussagen über die Geochemie werden die Daten mittels multivariater Statistik ausgewertet.

## 7. Danksagung und Förderhinweis

Dem Department Analytik des Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, insbesondere den Mitarbeitern H.-J. Stärk, I. Volkmann, M. Wunderlich, C. Bönisch und J. Steffen, sei für die hervorragende Unterstützung und Zusammenarbeit gedankt.

Das Projekt „Lebendige Luppe“ wird durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt und von der Sächsischen Landesstiftung Natur und Umwelt gefördert. Es ist ein Schlüsselprojekt des Grünen Rings Leipzig.

## 8. Literatur

Berkemeier, A. und Loose, H. (1997): In der Elster-Luppe-Aue. Beucha.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. Berlin. Bonn.

Dister, E. (1991): Situation der Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland. In: Laufener Seminarbeiträge 1991 (4), 8-16.

Eissmann, L. (1997): Die quartären Eiszeitalter in Sachsen und Nordostthüringen. In: Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen (8), 9-88.

Grosse, W.-R. (Hg.) (1998): Die Papitzer Lehmlachen im NSG Luppeaue. Exkursionsbericht. Halle/Saale.

Putkunz, J. (2011): Lebendige Luppe – Attraktive Auenlandschaft: Wiederherstellung ehemaliger Wasserläufe der Luppe im nördlichen Leipziger Auwald. In: Wirth, C., Reiher, A., Zäumer, U. und Kasperidus, H.-D. (Hg.): 5. Leipziger Auensymposium. Der Leipziger Auwald – Ein dynamischer Lebensraum. UFZ-Bericht 6/11. Leipzig, 31-37.

Sauerstein, U. und Zitschke, R. (1996): Das NSG Luppeaue: Lage, Geologie, Klima, Wasserverhältnisse. In: Natur und Naturschutz im Raum Leipzig 2, 12-15.

Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.-D., Born, W., Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt (124). Bonn.

Sickert, A. (2011): Fortschreibung der Konzeption zur forstlichen Pflege des Leipziger Auwalds. In: Wirth, C., Reiher, A., Zäumer, U. und Kasperidus, H.-D. (Hg.): 5. Leipziger Auensymposium. Der Leipziger Auwald – Ein dynamischer Lebensraum. UFZ-Bericht 6/11. Leipzig, 51-57.

# Spatial pattern of surface water hygiene at the Holtemme: Investigations in a small catchment with a strong landuse and pollution gradient

Daniel Karthe<sup>1,2</sup>, Pei-Ying Lin<sup>1,3</sup> & Katja Westphal<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Helmholtz Centre for Environmental Research, Magdeburg, Germany*

<sup>2</sup> *Department of Geography, Göttingen University, Germany*

<sup>3</sup> *Institute of Applied Geology, National Central University, Taiwan*

## Abstract

Because the EU Water Framework Directive does not require a monitoring of surface waters for hygiene unless they are categorized as bathing waters, comparatively little is known about the spatio-temporal pattern of potentially pathogenic microorganisms in rivers and streams. We have selected the Holtemme, a small stream originating from the Harz Mountains in Germany for case study. The 280 km<sup>2</sup> catchment of the 47 km long Holtemme is characterized by a strong longitudinal gradient in chemical water quality, which is related to different land uses and the influx of treated wastewater from two urban areas (Wernigerode and Halberstadt).

In the Holtemme, we observed total coliform concentrations between more than 200 and 77.010 per 100 ml, and fecal coliform concentrations between 5 and 24.060 per 100 ml. The highest concentrations were typically found below the outlets of the two wastewater treatment plants. The treated wastewater contained total and fecal coliform concentrations of up to 200.500 and 83.100 per 100 ml, respectively. The observed concentrations are unproblematic from a legal perspective (because no maximum permissible limits are defined for streams in Germany), but would exceed the tolerable limits for bathing waters in the EU as well as limits for surface waters in other countries.

## 1. Introduction

In Germany, there is no general legal standard for the hygienic quality of natural water bodies. However, the microbiological water quality is of interest when surface water bodies are used as a source for drinking water (e.g. via riverbank filtration, or surface water abstractions from reservoirs), when their water is used for agricultural purposes (i.e. for irrigation or as a drinking water source for farm animals), or when water bodies

are used for water sports (Kirschner et al. 2009; Kistemann et al. 2002; Schulz & Childers 2011). Moreover, rivers are relevant as pathways for the transport of pathogenic microorganisms, including antibiotic-resistant bacteria which originate from wastewater inputs which contain antibiotics and their metabolites (Bessa et al. 2014; Reder et al. 2015; Schreiber & Kistemann 2013).

The European Water Framework Directive does not contain any general regulations on surface water hygiene. Two bacteriological thresholds are, however, defined by the German (and European) Bathing Water Ordinances. In bathing waters, at least 95% of the samples tested need to have concentrations of less than 1800 colony-forming units (CFU) per 100 ml of *Escherichia coli* and less than 700 CFU/100 ml of *Enterococcus faecalis* (Kirschner et al. 2009). Only a few countries worldwide, such as the Russian Federation or Taiwan, have hygienic norms for river water quality in the absence of bathing use (Sorokovikova et al. 2013; Taiwan EPA 2016). In Germany and world-wide, monitoring-based data on the microbiological quality of river water is comparatively scarce; therefore, loadings with organisms such as coliform bacteria have to be modelled or estimated for larger scale investigations (Reder et al. 2015). In the recent past, systematic and detailed investigations on surface water hygiene have been conducted in only a few river basins, including the Danube (Kirschner et al. 2013), the Ruhr (Mälzer et al. 2015) and the Swist (Kistemann et al. 2007; Schreiber et al. 2013). Both droughts and extreme precipitation events have been found to be a cause for elevated loadings with (pathogenic) microorganisms, particularly in catchments where agricultural landuse plays an important role or where combined sewer overflows may occur (Karthe 2015).

Hygienically relevant microorganisms have a few typical characteristics:

- they excreted by humans or animals in high doses or have low infective doses;
- they can survive in the environment for an extended period of time;
- they may be difficult to inactivate during water treatment (Funari et al. 2012).

Typically, the microbiological water quality is assessed via a small set of indicator bacteria such as total/fecal coliforms and fecal enterococci. However, the commonly used methods (culture techniques) have the advantage of being slow, without much potential for automation and poorly suited for the assessment of virological water quality (Karthe et al. 2016; Schulz & Childers 2011).

In the absence of legal norms, criteria for the assessment of surface water hygiene have been proposed by Kirschner et al. 2009, including both coliform bacteria and fecal enterococci.

**Table 1:** Classification of surface water hygiene

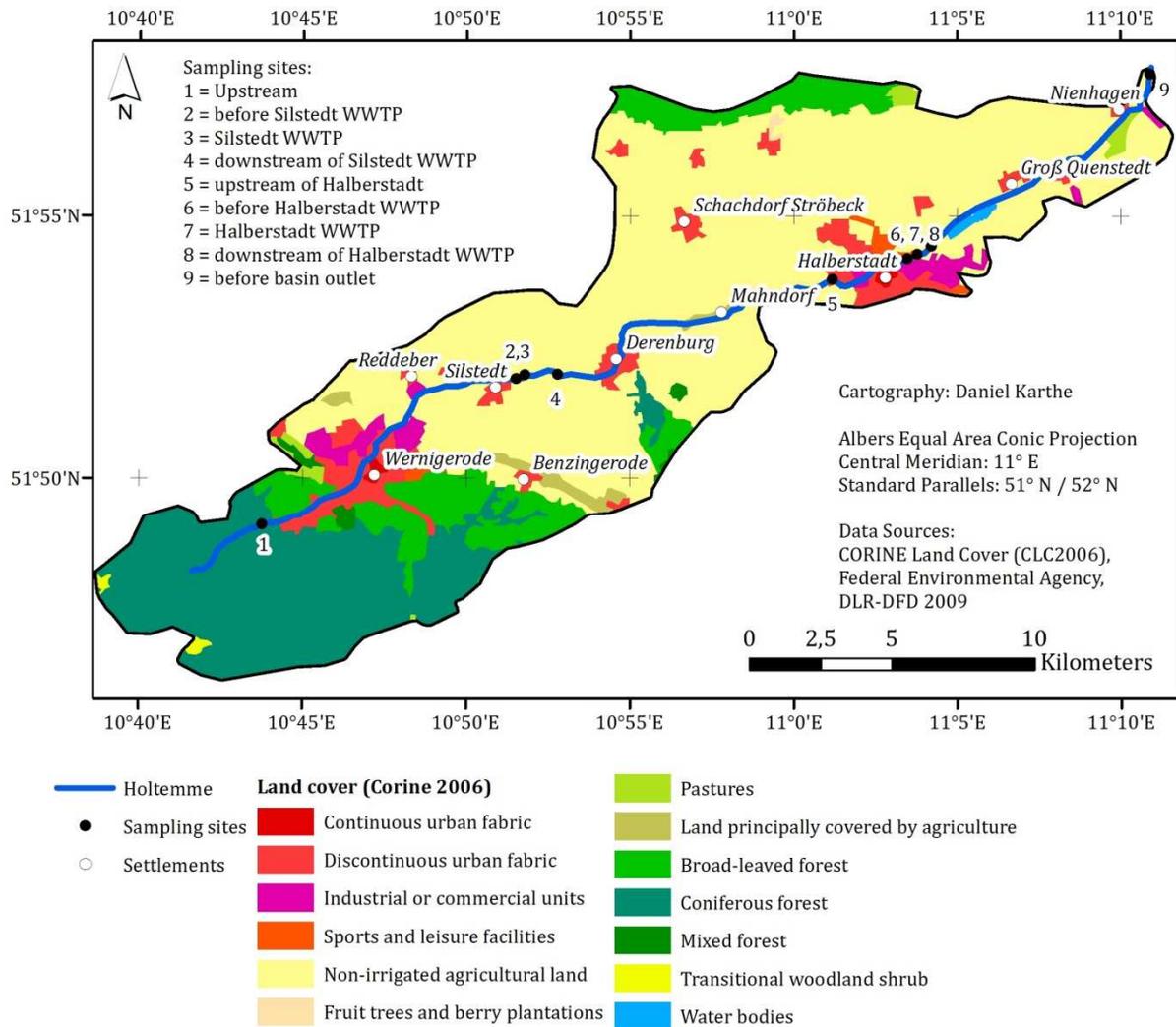
Parameter	Pollution level (classes)				
	I - Little	II – Moderate	III – Critical	IV – Strong	V – Excessive
Total coliforms (per 100 ml)	≤ 500	> 500 – 10.000	> 10.000 – 100.000	> 100.000 – 1.000.000	> 1.000.000
Fecal coliforms (per 100 ml)	≤ 100	> 100 – 1.000	> 1.000 – 10.000	> 10.000 – 100.000	> 100.000

## 2. Material and Methods

### 2.1. Study Region

The Holtemme is a small stream which has its source in the northeastern Harz mountains and ultimately drains into the Bode River, which itself is a tributary of the Saale. Over a distance of 47 km, the Holtemme covers an elevation gradient of 659 m. The Holtemme's 278 km<sup>2</sup> catchment is located in the state of Saxony-Anhalt and is characterized by a strong land use gradient that ranges from forest cover in the mountains to agricultural land and urban areas in the mid- and downstream sections (Kamjunke et al. 2013; Kammerad 2011). The Holtemme can be classified as a small carbonatic highland river dominated by fine substrate (Lange et al. 2014) according to the German LAWA classification (see LAWA 2003).

In the upstream part, the Holtemme's course is almost without morphological alterations. It flows through a V-shaped valley that features several rocky cascades, which has led to the designation "Steinerne Renne" ("stony run") in this relatively fast flowing section. The water is relatively acidic and therefore without fish. Further downstream, the Holtemme passes through Wernigerode (population about 35.000). From here onwards, large parts of its course has been rectified and channelized with dams (Kammerad 2011). A first wastewater treatment plant (WWTP) discharges into the Holtemme at Wernigerode-Silstedt, and a second one downstream of Halberstadt, the largest town in the catchment (population about 40.000). Even though chemical contamination is not considered a major problem with the exception for elevated phosphorus loads, the ecological state of the Holtemme was classified as "poor" in a recent assessment, largely because of structural deficits (Lange et al. 2014).



**Fig. 1:** Land cover and location of sampling sites in the Holtemme Basin.

There are two gauging stations on the Holtemme river, which are located at Steinerne Renne (subcatchment: 15.7 km<sup>2</sup>; 41 km from basin outlet; MQ = 0,341 m<sup>3</sup>/s) and at Mahndorf (subcatchment: 168 km<sup>2</sup>; 19.3 km from basin outlet; MQ = 1,330 m<sup>3</sup>/s) and operated by the state organization for flood protection and water management Saxony-Anhalt (LHW Sachsen-Anhalt 2012).

## 2.2. Sample Collection and Analysis

Water sampling was conducted from April to November 2015 at roughly monthly intervals, typically during dry periods or with only minor precipitation amounts over two days preceding the sampling. The sampling

locations were chosen to represent known water quality gradients (Kamjunke et al. 2013 and unpublished data by colleagues).

**Table 2:** Description of sampling sites

No	Sampling site	Coordinates	
1	Upstream in relatively pristine and forested environment (at Steinerne Renne gauging station)	51,819° N	10,729° E
2	Just before Wernigerode-Silstedt WWTP	51,865° N	10,858° E
3	Treated wastewater, Wernigerode-Silstedt WWTP effluence	51,867° N	10,862° E
4	Downstream of Wernigerode-Silstedt WWTP	51,867° N	10,879° E
5	Upstream of Halberstadt	51,897° N	11,019° E
6	Just before Halberstadt WWTP	51,904° N	11,056° E
7	Treated wastewater, Halberstadt WWTP effluence	51,905° N	11,062° E
8	Downstream of Halberstadt WWTP	51,908° N	11,070° E
9	Outlet of the Holtemme (just before confluence with the Bode river)	51,962° N	11,182° E

Samples were collected in sterile single-use plastic bottles which were sealed directly after sampling and then transported to the laboratory in a cooling box. The transport time to the laboratory did not exceed 4 hours. Electrical conductivity, temperature and pH of river water were measured in the field at the time of sampling.

In the laboratory, samples were screened for total coliforms, *Escherichia coli* (*E. coli*) and fecal coliforms using the Colilert®-18 system (IDEXX Laboratories, Westbrook, Maine, USA). The Colilert® system is an internationally approved standard technique for the microbiological surveillance of both drinking and surface water. Test results are not much affected by the microbial background flora, and while underestimations are possible (as with most other microbiological techniques), Colilert® is suitable for the enumeration of coliforms in different water types (Pitkänen et al. 2007; Rompré et al. 2002).

In the laboratory, samples were diluted as necessary with sterile water and thoroughly mixed with the culture substrates. Samples were then poured into the QuantiTray containers (IDEXX Laboratories, Westbrook, Maine, USA), in which they were incubated for 18 hours at  $35\pm 0.5^\circ\text{C}$  (for total coliforms and *E. coli*) and  $44.5\pm 0.2^\circ\text{C}$  for fecal coliforms. Subsequently, the most probable number (MPN) for each sample were calculated using interpretation tables provided by the manufacturer and the IDEXX MPN Generator (Version 1.4). In addition

to the water samples collected, we measured basic water quality parameters (temperature, pH, EC) in situ with the portable Multiline 2 sensor system (WTW GmbH, Weilheim, Germany) and used hydrological data and precipitation data provided from the monitoring stations operated by Saxony-Anhalt's state organization for flood protection and water management, plus meteorological data from the German weather service (DWD) stations in Wernigerode and Wernigerode-Schierke.

### 3. Results

Total coliform concentrations (TC) in the Holtemme ranged between MPNs of 200,5 to 77.010 per 100 ml, while fecal coliform (FC) concentrations of 0 to 24.060 MPN per 100 ml were observed in the Holtemme. A synoptic overview of minimum, average and maximum concentrations in the river and in treated wastewater is given in Table 3.

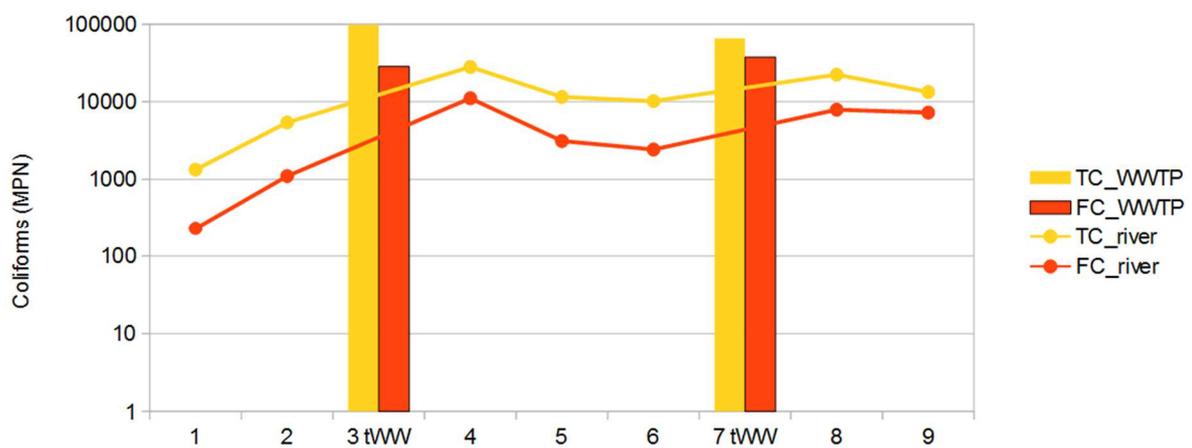
Table 3: Discharge, TC and FC concentrations along the Holtemme for the monitoring period (April – November 2015)

Sampling site	Discharge [m <sup>3</sup> /s]			TC [MPN per 100 ml]			FC [MPN per 100 ml]		
	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max	Min	Avg	Max
Upper reach (sampling sites 1,2; discharge at Steinerne Renne)	0,019	0,103	0,405	200,5	3.366	12.098	5	664	1.936,5
Middle and lower reach (4-6, 8-9; discharge at Mahndorf)	0,298	0,677	1,96	1.920	17.150	77.010	0	6.362	24.060
WWTP Silstedt (3)	-	-	-	17.890	40.286	200.500	10.170	28.506	83.100
WWTP Halberstadt (7)	-	-	-	23.800	49.079	129.970	15.075	37.712	77.010

The measured concentrations of total and fecal coliforms in the Holtemme showed a strong longitudinal gradient which was similar for both parameters (see Fig. 2). In the upstream section (sampling site 1, i.e. upstream of the first larger settlement along the Holtemme), average coliform concentrations were the lowest.

Due to the relatively pristine and forested environment, these background concentrations are likely to be mostly of natural sources.

The highest concentrations of TC and FC in the Holtemme were measured at the sampling sites directly downstream of the wastewater treatment plants. On average (and in most but not all cases), concentrations below the outlet of the first WWTP in Wernigerode-Silstedt (site 4) were higher than those below the second WWTP in Halberstadt. Coliform concentrations showed a decreasing trend further downstream of both WWTPs; the decrease is more pronounced downstream of the first WWTP, with only a little reduction towards the river basin outlet.



**Fig. 2:** Instream coliform concentrations along the Holtemme and in the treated wastewater (tWW) effluent (sites 3 and 7)

#### 4. Discussion and Conclusions

Even though the Holtemme is not an excessively polluted water body, instream concentrations of total coliforms on average indicate a moderate pollution before the first WWTP (sampling sites 1 and 2), and a critical pollution in all sampling sites further downstream. Only a small fraction of the samples taken in the upstream section fell into the ‘little pollution’ category; similarly, only few samples downstream of the first WWTP fell into the ‘moderate pollution’ category. The same picture is true for fecal coliforms, with one exception: average pollution levels downstream of the first WWTP have to be classified as ‘excessive’.

A clear gradient in surface water hygiene can be observed along the Holtemme. Increases in both total and fecal coliform concentrations occur below the influx points of treated wastewater, which itself contains coliform concentrations that are about one order of magnitude greater than those in the surface water. Not surprisingly, wastewater discharge by the municipal treatment plants is therefore a major driver of hygienic water quality. However, it is apparently not the only driver of water hygiene in the Holtemme: between sampling sites 1 and 2, there is a notable increase in both total and fecal coliform concentrations. Downstream of the WWTPs, coliform concentrations decrease by factors of 3 to 4, indicating either an in situ purification (e.g. by UV sterilization due to sunlight) or dilution effects.

Even though there is no legal mandate for a hygienic monitoring in streams like the Holtemme, our results show that contamination levels are critical. In this light, further research into (a) temporal trends in coliform concentrations (b) the identification of coliform sources as well as causes for decreases and (c) correlations between coliforms and other water quality parameters would help to better understand the spatio-temporal dynamics of water hygiene.

### **Acknowledgement**

This study was funded by the Helmholtz Centre for Environmental Research. We thank Ms. Gunsmaa Batbayar for assisting us during three sampling campaigns, and Florian Pöhlein for assisting us during one sampling campaign.

### **References**

- Bessa, L.J.; Barbosa-Vasconcelos, A.; Mendes, Â.; Vaz-Pires, P. & Martins da Costa, P. (2014): High prevalence of multidrug-resistant *Escherichia coli* and *Enterococcus* spp. in river water, upstream and downstream of a wastewater treatment plant. *Journal of Water and Health* 12(2):426-435.
- Kamjunke, N.; Büttner, O.; Jäger, C.G.; Marcus, H.; von Tümpling, W.; Halbedel, S.; Norf, H.; Brauns, M.; Baborowski, M.; Wild, R.; Borchardt, D. & Weitere, M. (2013): Biogeochemical patterns in a river network along a land use gradient. *Environmental Monitoring and Assessment* 185(11):9221-9236.
- Kammerad, B. (2011): Die Holtemme. *Angler und Fischer in Sachsen-Anhalt* (14):19-20.
- Karthe, D. (2015): Bedeutung hydrometeorologischer Extremereignisse im Kontext des Klimawandels für die Trinkwasserhygiene in Deutschland und Mitteleuropa. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59(5):264-270.

- Kirschner, A.K.T.; Kavka, G.G.; Velimirov, B.; Mach, R.L.; Sommer, R. & Farnleitner, A.H. (2009): Microbiological water quality along the Danube River: Integrating data from two whole-river surveys and a transnational monitoring network. *Water Research* 43: 3673-3684.
- Kistemann, T.; Christoffels, E.; Franke, C.; Rechenburg, A.; Willkomm, M. & Exner, M. (2007): Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist. Abschlußbericht zum Forschungsprojekt „Swist III“. Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn und Erftverband, Bergheim.
- Kistemann, T.; Classen, T.; Koch, C.; Dangendorf, F.; Fischeder, R.; Gebel, J.; Vacata, V. & Exner, M. (2002): Microbial Load of Drinking Water Reservoir Tributaries during Extreme Rainfall and Runoff. *Applied and Environmental Microbiology* 68(5):2188-2197.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (=LAWA) (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserbewirtschaftung (=LHW) Sachsen-Anhalt (2012): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch. Elbegebiet, Teil I: Von der Grenze zur CR bis zur Havelmündung. Magdeburg, Germany.
- Lange, K.P.; Franke, D. & Kußmann, S. (2014): Bewertung der Mischwasser ein lei tun gen von Halberstadt in die Holtemme – Ableitung situationsgerechter Maßnahmen. *Wasser und Abfall* 9:10-17.
- Mälzer, H.J.; aus der Beek, T.; Müller, S. & Gebhardt, J. (2015): Comparison of different model approaches for a hygiene early warning system at the lower Ruhr River, Germany. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. In Press. Doi: 10.1016/j.ijheh.2015.06.005.
- Pitkänen, T.; Paakkari, P.; Miettinen, I.T.; Heinonen-Tanski, H.; Paulin, L. & Hänninen, M.L. (2007): Comparison of media for enumeration of coliform bacteria and *Escherichia coli* in non-disinfected water. *Journal of Microbiological Methods* 68:522–529.
- Reder, K.; Flörke, M. & Alcamo, J. (2015): Modeling historical fecal coliform loadings to large European rivers and resulting in-stream concentrations. *Environmental Modelling & Software* 63:251-263.
- Rompré, A.; Servais, P.; Baudart, J.; de-Roubin, M.-R. & Laurent, P. (2002): Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. *Journal of Microbiological Methods* 49(1):31-54.
- Schreiber, C. & Kistemann, T. (2013): Antibiotic resistance among autochthonous aquatic environmental bacteria. *Water Science & Technology* 67(1):117-123.
- Schulz, C.J. & Childers, G.W. (2011): Estimating changes in river faecal coliform loading using nonparametric multiplicative regression. *Journal of Water and Health* 9(1):117-127.

Sorokovikova, L.M.; Popovskaya, G.I.; Tomberg, I.V.; Sinyukovich, V.N.; Kravchenko, O.S.; Marinaite, I.I.; Bashenkhaeva, N.V.; Khodzher, T.V. (2013): The Selenga River Water Quality on the Border with Mongolia at the Beginning of the 21st Century. *Russian Meteorology and Hydrology* 38(2):126-133.

Taiwan Environmental Protection Administration (EPA) (2016): Regulations for River Monitoring. Online at <http://wq.epa.gov.tw/Code/Business/Statutory.aspx?Languages=en>; last accessed on 11 February 2016.

# Untersuchungen zur Bodenfeuchte unter verschiedenen, benachbarten Landnutzungsarten im Osterzgebirge – unter besonderer Berücksichtigung von Kurzumtriebsplantagen

Daniel Rasche, Christian Reinhardt-Imjela & Achim Schulte

*Freie Universität Berlin, FB Geowissenschaften, Institut für Geographische Wissenschaften,  
FR Angewandte Geographie, Umwelthydrologie und Ressourcenmanagement*

## 1. Einführung

Mit der Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien an der Gesamtenergieproduktion in Deutschland werden auf Ackerflächen zunehmend Kurzumtriebsplantagen (KUP) angebaut, auf denen schnell wachsende Gehölzarten zur Erzeugung holzartiger Biomasse als Energieträger dienen. Hierzu zählen unter anderem Pappel (*Populus spec.*) und Weidenhybride (*Salix spec.*). Diese Pflanzen zeichnen sich durch eine hohe Biomasseproduktion aber auch durch einen hohen Wasserbedarf aus, wodurch sie an Standorte mit einer ausreichenden Wasserverfügbarkeit angewiesen sind (KNUST 2009). Hybride von Robinien (*Robinia spec.*) sind in Bezug auf die Wasser- sowie Nährstoffverfügbarkeit anspruchsloser und eignen sich daher auch für Anbaustandorte, wo diese Ressourcen eingeschränkt sind (KNUST 2009).

Im Unterschied zu traditionellen Forstflächen zeichnen sich KUP durch vergleichsweise kurze Umtriebszeiträume aus (vgl. KNUST 2009). Je nach Baumart und Verwendungszweck des Holzes können die Umtriebszeiträume zwischen 2-5 und 15-20 Jahren betragen (SCHILDBACH et al. 2009). Die Anlage von KUP erfolgt i.d.R. nach einmaliger Bodenbearbeitung, bevor die Hybride auf unterschiedliche Weise angepflanzt werden (SCHILDBACH et al. 2009). Im Vergleich zu annuellen Ackerkulturen reduzieren die längeren Umtriebszeiträume zum einen die Bodenbearbeitung auf den Flächen, was die Bodenqualität fördert (vgl. BENS et al. 2015). Andererseits ermöglichen die kurzen Erntezyklen einen schnelleren wirtschaftlichen Ertrag, als es in der Holzwirtschaft auf Waldstandorten der Fall ist.

## 2. Stand der Forschung

Trotz der Vorteile von KUP hinsichtlich einer geringeren Bodenbearbeitung, höherer Erträge sowie ihrer Funktion zur CO<sub>2</sub>-neutralen Energiegewinnung, sind ihre Auswirkungen auf verschiedene Umweltparameter bis jetzt

nicht hinreichend untersucht. Während die Rolle der Landnutzungstypen Wald- und Ackerflächen sowie der Einfluss unterschiedlicher Vegetationstypen auf den Landschafts- und Bodenwasserhaushalt in vielen Regionen der Erde umfassend dokumentiert sind (z.B. ZEPP & HERGET 2001; SCHINDLER et al. 1997; ZHANG & SCHILLING 2006, WANG et al. 2013; NIU et al. 2015), sind die hydrologischen Effekte der Umwandlung von Ackerflächen zu KUP bislang nur wenig untersucht (vgl. PETZOLD et al. 2009).

Einige Studien befassen sich dabei mit der Abschätzung des Wasserverbrauchs durch KUP und den Auswirkung auf den Landschaftswasserhaushalt durch die Untersuchung der Evapotranspiration (vgl. DIMITRIOU et al. 2009; vgl. LAMERSDORF et al. 2010). Hydrologische Modelle werden verwendet, um die Anbaupotentiale von KUP in verschiedenen Regionen (HARTWICH et al. 2014) und die Auswirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt abzuschätzen. Hierbei ist es wichtig, eine an die Größe des Untersuchungsgebietes angepasste räumliche Skala zu berücksichtigen (HARTWICH et al., sub.). Durch den erhöhten Wasserverbrauch von KUP hat dessen Anbau einen deutlichen Einfluss auf die Bodenfeuchte (vgl. LAMERSDORF et al. 2010).

Die wenigen Studien zum Bodenwassergehalt unter KUP zeigen unterschiedliche Ergebnisse. PERRY et al. (2001) konnten zwischen KUP mit Pappeln und einem natürlichen Pappelbestand keinen Unterschied in der Bodenfeuchte feststellen. In einem von CLINCH et al. (2009) untersuchten Agroforstsystem aus Streifen mit Weidenhybriden und einem 20 Jahren alten Baumbestand sowie einer Referenzfläche aus Weidenhybriden zeigten sich deutliche Unterschiede, im Agroforstsystem wurden höhere Bodenwassergehalte gemessen als in der Anpflanzung von reinen Weidenhybriden. Als mögliche Ursache wird der erhöhte Schattenwurf des älteren Baumbestandes im Agroforstsystem genannt (CLINCH et al. 2009). Das in den Untersuchungen von BÖHM et al. (2011) untersuchte Alley-Cropping-System, bestehend aus KUP mit Streifenanbau von Robinie im Wechsel mit Luzerne (*Medicago sativa*), wies im Bereich der KUP höhere oberflächennahe Bodenwassergehalte auf als unter den Ackerstandorten. Die Unterschiede wurden auf die Verringerung der Windgeschwindigkeiten und damit der Verdunstung in den KUP-Streifen zurückgeführt.

Vor dem Hintergrund der deutlichen Limitierung der Biomasseerzeugung in KUP durch die Wasserverfügbarkeit für das Wachstum der Pflanzen und der gegenteilige Effekt, dass sich KUP wiederum deutlich auf den Landschaftswasserhaushalt auswirken, ist die Anzahl der Studien zum Bodenwassergehalt unter KUP vergleichsweise gering. Aus genannten Gründen wird hier ein dringender Forschungsbedarf gesehen (siehe PETZOLD et al. 2009). Aus diesem Grund wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit (RASCHE 2015) an zwei Testflächen im Osterzgebirge Untersuchungen zur Bodenfeuchte vorgenommen, um Unterschiede zwischen KUP-Standorten und benachbarten Forst- und Ackerflächen zu untersuchen. Die Ergebnisse dieser Arbeit sind die Grundlage für diesen Artikel.

### 3. Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Flächen befinden sich in den benachbarten Ortsteilen Pfaffroda und Dörnthal der Gemeinde Pfaffroda im Osterzgebirge (Abb. 1). Die südlich der gleichnamigen Ortschaft gelegene KUP Pfaffroda wurde 2011 angepflanzt; doppelreihig mit Weidenhybriden des Typs Torgis (BEMMANN 2016). Im Februar 2015 wurde die KUP zum ersten Mal geerntet (BAADER 2015, pers. Mitt.). Zum Untersuchungsgebiet Pfaffroda gehören auch ein fichtendominierter Forst sowie eine Wiesenfläche, die sich beide östlich der KUP befinden. Die zwischen Dörnthal und Pfaffroda gelegene KUP Dörnthal wurde im Jahr 2010 angelegt; einreihig mit den Pappelhybriden des Typs Androscoggin, Muhle Larsen und NE 42 (BEMMANN 2016). Zu diesem Untersuchungsstandort gehören ein fichtendominierter Forst sowie eine Acker- und eine Weidefläche unmittelbar neben der KUP.

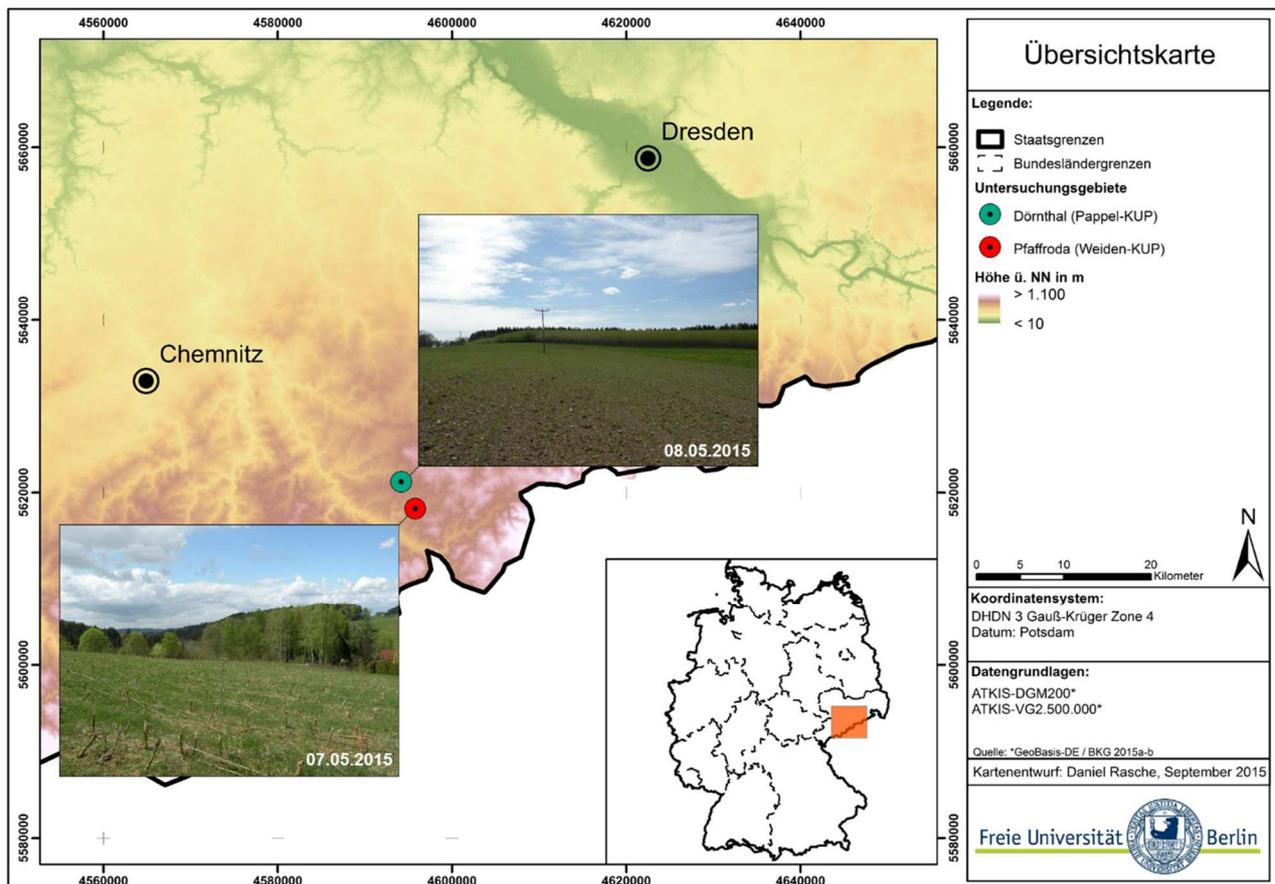


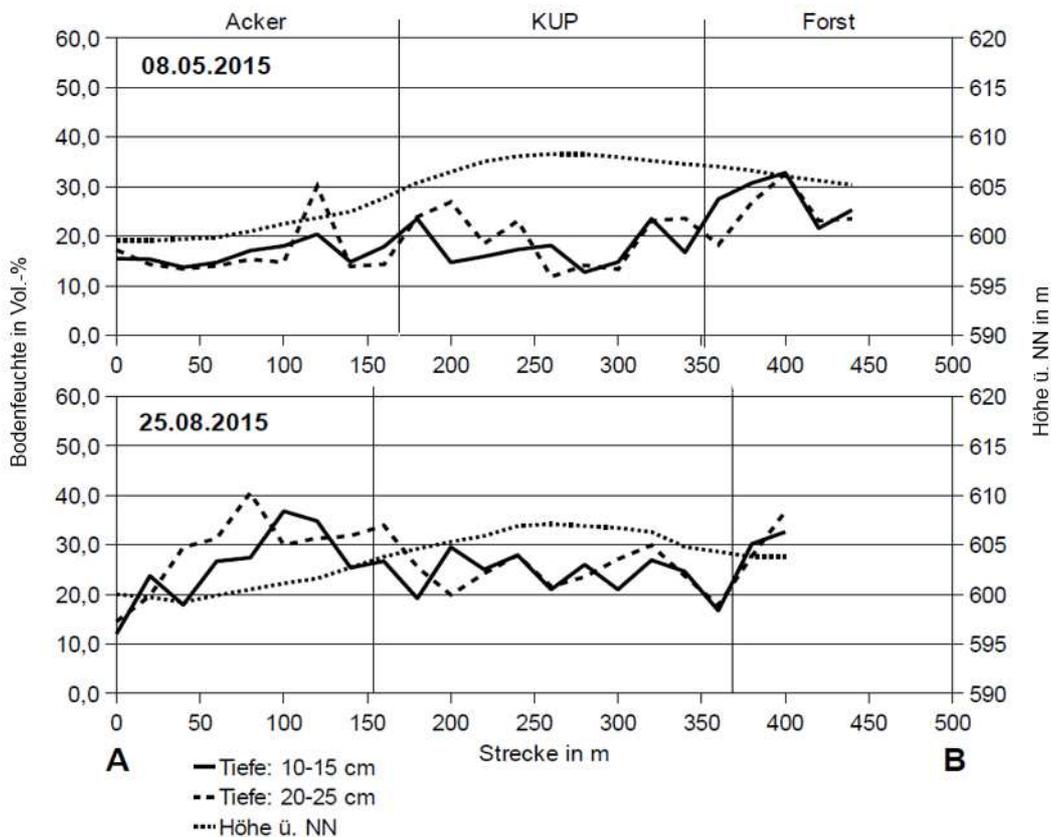
Abb. 1: Übersichtskarte der Untersuchungsgebiete

#### **4. Methodik**

Die Bodenfeuchte wurde am Standort Dörnthal im Mai und August 2015 gemessen, während am Standort Pfaffroda die Messung nur im Mai 2015 durchgeführt wurde. In beiden Gebieten wurden die Messungen entlang von Transekten durchgeführt. Sie verlaufen über die benachbarten Landnutzungsarten Forst-, Acker-, Grünlandflächen und KUP in einem Abstand von 20 m. Bedingt durch die Lage und Länge der Messtranekte ergab sich je nach Landnutzungsart eine unterschiedliche Anzahl an Messpunkten, an denen mittels mobiler FDR-Sonde Einfachmessungen in den Tiefen 10-15 cm und 20-25 cm durchgeführt wurden. Um mögliche Unterschiede in der Bodenfeuchte zwischen den unterschiedlichen Landnutzungsarten herauszuarbeiten, wurden die Messergebnisse mit Hilfe nicht-parametrischer, statistischer Testverfahren (Wilcoxon-Rangsummentest, Kruskal-Wallis-Test mit Bonferroni-Korrektur und Spearman-Rangkorrelation) im Software-Paket MATLAB 2015a analysiert. Zusätzlich wurden an beiden Standorten Bodensondierungen zur Bestimmung bodenphysikalischer Parameter durchgeführt. Auch der Einfluss topographischer Parameter (z.B. Neigung und Geländehöhe) auf die Bodenfeuchte wurde statistisch ausgewertet. Da diese Analysen jedoch nur sehr schwache Korrelationen zwischen Bodenfeuchte und topographischen Parametern hervorbrachten werden die Ergebnisse hier nicht dargestellt.

#### **5. Ergebnisse**

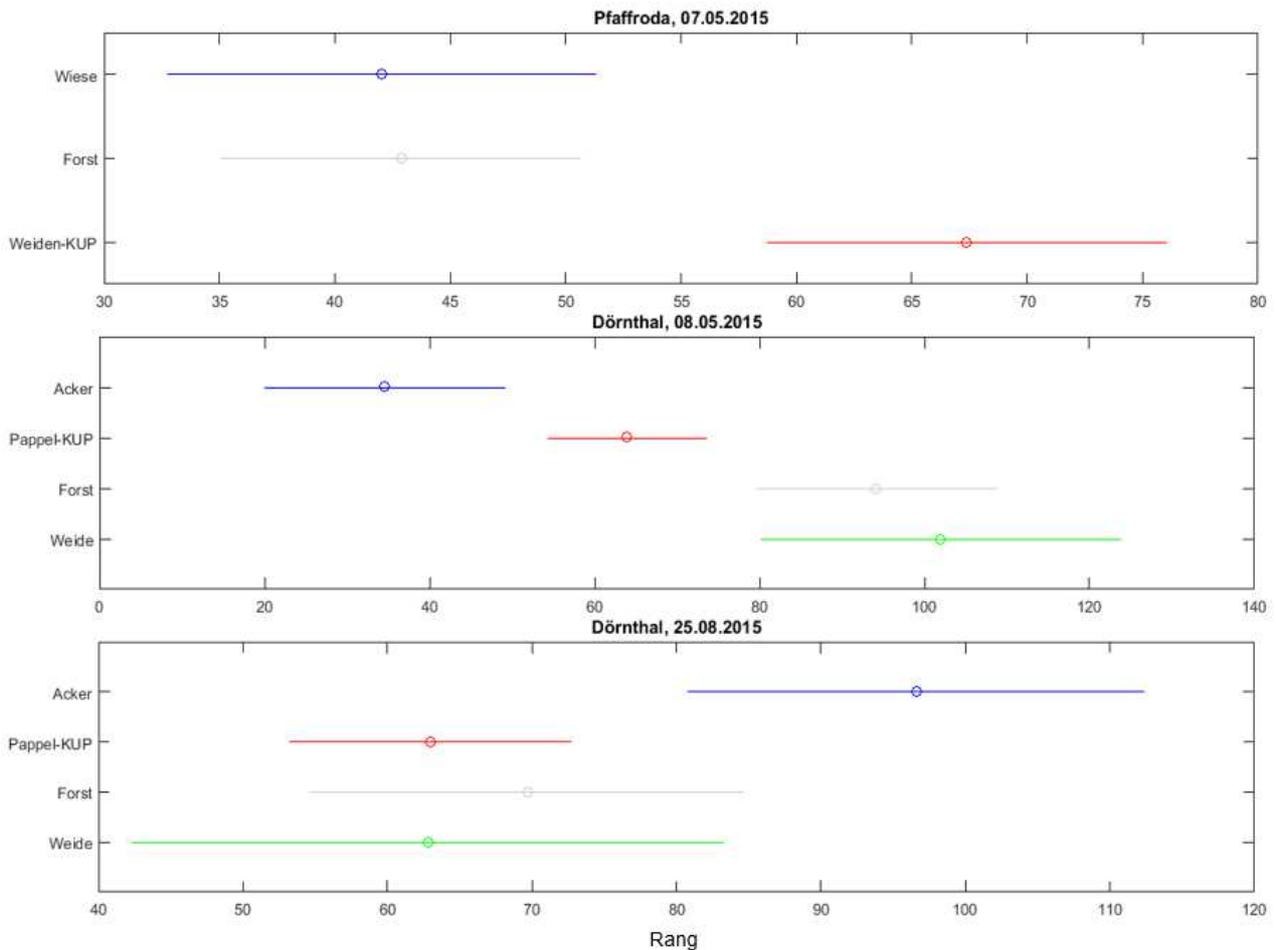
Durch die Ernte der KUP am Standort Pfaffroda im Frühjahr 2015 sind die Messungen dort im Frühjahr und Sommer 2015 nur eingeschränkt zu verwenden, da die KUP erst wieder begonnen hat auszutreiben. Ein Transekt der Bodenfeuchtemessungen am Standort Dörnthal ist in Abb. 2 dargestellt. Zunächst ist hier eine große Ähnlichkeit der Bodenfeuchteprofile in 10-15 cm und 20-25 cm zu erkennen. Diese Beobachtung wird durch die Ergebnisse der statistischen Analysen bestätigt. Der durchgeführte Wilcoxon-Rangsummentest zeigt keine signifikanten Unterschiede der Bodenfeuchte beider Messtiefen für alle Messpunkte (Signifikanzniveau 5 %). Dies gilt sowohl für die Messungen im Mai als auch im August 2015.



**Abb. 2:** Bodenfeuchteprofile des Messtransekts 1 am Standort Dörnthal

Auch bei der Interpretation der Bodenfeuchteprofile der verschiedenen Landnutzungsarten lassen sich Unterschiede nur eingeschränkt ausmachen. In Abb. 3 sind die Ergebnisse der statistischen Analysen für den Untersuchungsstandort Dörnthal dargestellt. Die Messungen im Mai 2015 zeigen, dass die Bodenfeuchte unter der KUP signifikant höher ist als unter der Ackerfläche, jedoch signifikant niedriger als unter Weide und Forst. Zwischen den Bodenwassergehalten unter Weide und Forst sind keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Die statistischen Auswertungen der Messungen im August 2015 zeigen andere Ergebnisse: Zwischen den Landnutzungsarten Forst, Weide und Acker sind zu diesem Zeitpunkt keine signifikanten Unterschiede der Bodenfeuchte festzustellen, obwohl das Rangmittel des Ackers deutlich über denen von Weide und Forst liegt. Auch zwischen der KUP und den Forst- und Weideflächen sind keine Unterschiede zu erkennen. Der einzige signifikante Unterschied lässt sich zwischen KUP und Acker feststellen. Letzterer weist eine höhere Bodenfeuchte auf. Eine relative Gegenüberstellung der beiden Messzeitpunkte am Standort Dörnthal ist in Tabelle 1 dargestellt.

Um die Messungen der FDR-Sonde zu kalibrieren, sind am Untersuchungsstandort Pfaffroda Referenzmessungen durch gravimetrische Wassergehaltsbestimmung durchgeführt worden. Sie ergeben zwar eine allgemeine Unterschätzung der Bodenfeuchte durch die FDR-Sonde, die Ergebnisse beider Methoden zeigen allerdings ähnliche Trends (BÖTTCHER 2015, pers. Mitt.).



**Abb. 3:** Ergebnisse der Kruskal-Wallis-Tests mit Bonferroni-Korrektur für jede Messkampagne mit einem Signifikanzniveau von 5 %

**Tab. 1:** Relative Darstellung der arithmetischen Mittel der Bodenwassergehalte am Standort Dörnthal (+ geringfügig höher; ++ deutlich höher, - geringfügig niedriger, -- deutlich niedriger)

Landnutzungsart	Messkampagne	
	Mai 2015	August 2015
KUP	+	-
Forst	++	--
Acker	--	++
Weide	++	--

## 6. Diskussion

Für die Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Bodenfeuchte der verschiedenen Landnutzungsarten lassen sich folgende Erklärungsansätze finden. Im Mai 2015 lassen sich an beiden Untersuchungsstandorten keine Unterschiede zwischen Forst und Weide feststellen, obwohl diese auf Grund verschiedener Evapotranspirationswerte zu erwarten wären. Verantwortlich dafür könnten die Windgeschwindigkeiten sein, die – auch während der Messungen im Gelände – auf der Weide deutlich höher waren als im Wald. Auch andere Studien zeigen eine Abnahme der Windgeschwindigkeit und damit der Verdunstung im Forst, was eine erhöhte oberflächennahe Bodenfeuchte zur Folge hat (vgl. BÖHM et al. 2011). Auch die erhöhte Abschattung des Bodens unter Forst könnte zu den erhöhten Bodenfeuchtwerten beitragen (vgl. CLINCH et al. 2009).

Am Standort Dörnthal zeigt die KUP gegenüber Forst und Weide eine geringere Bodenfeuchte, was ggf. auf ihren erhöhten Wasserverbrauch zurückzuführen ist (vgl. LAMERSDORF et al. 2010). Die geringen Bodenwassergehalte auf der Ackerfläche können auf die vorangegangene Bodenbearbeitung zurückgeführt werden (vgl. BENS et al. 2015, verändert nach BLUME et al. 2011); während der Messungen im Gelände war die Auflockerung des Oberbodens deutlich zu erkennen.

Am Standort Pfaffroda kann die höhere Bodenfeuchte unter der KUP auf die geringen Evapotranspirationswerte zurückgeführt werden, da die KUP nach der Ernte im Frühjahr 2015 erst wieder austreibt und daher eine geringe Blattfläche hat. Auch eine Verdichtung durch das Befahren während der Ernte der KUP kommt als Ursache in Frage (vgl. BENS et al. 2015).

Die Ähnlichkeit der Bodenfeuchte zwischen KUP, Forst- und Weidefläche im August 2015 am Standort Dörnthal könnte mit den vorangegangenen Niederschlägen zusammenhängen, zudem können auch anderweitig bedingte Schwankungen im Jahresgang der Bodenfeuchte nicht ausgeschlossen werden (vgl. NEEF 1961). Dies zeigt, dass die geringe Anzahl der durchgeführten Messungen für eine differenzierte Analyse der Bodenfeuchte

unter KUP im Vergleich zu anderen Landnutzungsarten nicht ausreicht. Auch muss die unterschiedliche Dichte der Messpunkte je Landnutzungsart beachtet werden, die eine mögliche Ursache für die großen Vergleichsintervalle in der statistischen Auswertung der Messkampagne vom 25.08.2015 darstellen kann.

## 7. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen unter KUP und angrenzenden Weide-, Forst- und Ackerflächen deuten grundsätzlich darauf hin, dass sich der Einfluss von KUP auf den Landschaftswasserhaushalt von den anderen Nutzungstypen unterscheidet. Die Ergebnisse zeigen, dass im Vergleich zu Forstflächen KUP eine ähnliche, jedoch auch eine geringere Bodenfeuchte aufweisen können. Ackerflächen können sowohl eine deutlich geringere Bodenfeuchte, jedoch ebenfalls höhere Wassergehalte gegenüber KUP aufweisen. Wiesen- und Weideflächen zeigen je nach Standort und Messzeitpunkt sowohl höhere als auch niedrigere Wassergehalte, wobei auch sehr ähnliche Werte beobachtet wurden. Des Weiteren wird deutlich, dass der anthropogene Einfluss die Bodenfeuchte ebenfalls maßgeblich beeinflusst und daher Beachtung finden muss. Insgesamt wird aber deutlich, dass der Umfang der durchgeführten Messungen nicht ausreicht, um detaillierte Aussagen über die Bodenfeuchte unter KUP im Vergleich zu anderen Landnutzungsarten treffen zu können, was den weiteren Forschungsbedarf in diesem Bereich verdeutlicht. Vor allem kontinuierliche Messungen meteorologischer Einflussgrößen und der Bodenfeuchte unter den verschiedenen Landnutzungsarten sind notwendig, um den jeweiligen Einfluss auf die Bodenfeuchte und damit den Landschaftswasserhaushalt umfassend charakterisieren zu können.

## Literaturverzeichnis

- BAADER, T. (2015): Informationsaustausch über die Kurzumtriebsplantage am Standort Pfaffroda. Pers. Mitteilung: am 07.05.2015.
- BEMMANN, A. (Hrsg.) (2016a): Das Energieholzportal. Anbau von Weiden in Pfaffroda. <http://www.energieholz-portal.de/387-0-Pfaffroda.html>. Abgerufen am 15.02.2016 um 14:45h MEZ.
- BEMMANN, A. (Hrsg.) (2016b): Das Energieholzportal. Anbau von Pappeln in Dörnthal. <http://www.energieholz-portal.de/388-0-Doernthal.html>. Abgerufen am 15.02.2016 um 15:00h MEZ.
- BENS, O., KRÜMMELBEIN, J., HÜTTL, R. F. (2015): Boden. In: LECHER, K., LÜHR, H.-P., ZANKE U. C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Grundlagen – Maßnahmen – Planungen. 9. Auflage. Wiesbaden. S. 285 – 327.
- BÖHM, C., QUINKENSTEIN, A., FREESE, D. (2011): Chancen und Risiken der Agrarholzproduktion für den Gewässerschutz. Korrespondenz Wasserwirtschaft 12/2011. S. 667 – 673.

- BÖTTCHER, F. (2015): Übermittlung der Ergebnisse der Referenzmessungen. Pers. Mitteilung: Elektronischer Brief. Versandt am 13.05.2015.
- CLINCH, R. L., THEVATHASAN, N. V., GORDON, A. M., VOLK, T. A., SIDDEERS, D. (2009): Biophysical interactions in a short rotation willow intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131. S. 61 – 69.
- DIMITRIOU, I., BUSCH, G., JACOBS, S., SCHMIDT-WALTER, P., LAMERSDORF, N. (2009): A review of the impacts of Short Rotation Coppice cultivation on water issues. *Agriculture and Forestry Research* 3/2009 (Heft 59). S. 197 – 206.
- HARTWICH, J., BÖLSCHER, J., SCHULTE, A. (2015): The impact of short rotation coppice on land and water resources. *Water International* 39 (Heft 6). S. 813 – 841.
- HARTWICH, J., SCHMIDT, M., BÖLSCHER, J., REINHARDT-IMJELA, C., MURACH, D., SCHULTE, A. (sub.): Hydrologic modelling of changes in the water balance due to the impact of woody biomass production in the North German Lowlands. *Environmental Earth Sciences*.
- KNUST, C. (2009): Kurzumtriebsplantagen – Stand des Wissens. In: REEG, T., BEMMANN, A., KONOLD, W., MURACH, D., SPIEKER, H. (Hrsg.): *Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen*. Weinheim. S. 3 – 9.
- LAMERSDORF, N., PETZOLD, R., SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.-H., KÖSTNER, B., MODEROW, U., BERNHOFER, C., KNUST, C. (2010): Bodenökologische Aspekte von Kurzumtriebsplantagen. In: BEMMANN, A., KNUST, C. (Hrsg.): *Agrowood. Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven*. S. 170- 188
- NEEF, E. (1961): Landschaftsökologische Untersuchungen als Grundlage standortgerechter Landnutzung. *Die Naturwissenschaften* 48 (Heft 9). S. 348 – 354.
- NIU, C., MUSA, A., LIU, Y. (2015): Analysis of soil moisture condition under different land uses in arid region of Horqin Sandy Land, northern China. *Soild Earth Discussion* 7. S. 1979– 2007.
- PERRY, C. H., MILLER, R. C., BROOKS, K. N. (2001): Impacts of short-rotation hybrid poplar plantations on regional water yield. *Forest Ecology and Management* 143. S. 143 –151.
- PETZOLD, R., FEGER, K.-H., SCHWÄRZEL, K. (2009): Wasserhaushalt von Kurzumtriebsplantagen. In: REEG, T., BEMMANN, A., KONOLD, W., MURACH, D., SPIEKER, H. (Hrsg.): *Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen*. Weinheim. S. 181 – 191.
- RASCHE, D. (2015): Untersuchungen zur Bodenfeuchte unter verschiedenen, benachbarten Landnutzungsarten im Osterzgebirge – unter besonderer Berücksichtigung von Kurzumtriebsplantagen. Bachelorarbeit am Institut für Geographische Wissenschaften der Freien Universität Berlin. 105 S.

- SCHINDLER, U., WEGEHENKEL, M., MÜLLER, L., EULENSTEIN, F. (1997): Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs. *Archives of Agronomy and Soil Science* 41 (Heft 3). S. 167 – 179.
- SCHILDBACH, M., GRÜNEWALD, H., WOLF, H., SCHNEIDER, B.-U. (2009): Begründung von Kurzumtriebsplantagen: Baumartenwahl und Anlageverfahren. In: REEG, T., BEMMANN, A., KONOLD, W., MURACH, D., SPIEKER, H. (Hrsg.): *Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen*. Weinheim. S. 57 – 71.
- WANG, S., FU, B., GAO, G., LIU, Y., ZHOU, J. (2013): Responses of soil moisture in different land cover types to rainfall events in a re-vegetation catchment area of Loess Plateau, China. *Catena* 101. S. 122 – 128.
- ZEPP, H., HERGET, J. (2001): Bodenwasser – Grundlagen, Einflussfaktoren und geoökologische Bezüge. *Geographische Rundschau* 53 (Heft 5). S. 10 – 17.
- ZHANG, Y.-K., SCHILLING, K. E. (2006): Effects of land cover on water table, soil moisture, evapotranspiration, and groundwater recharge: A Field observation and analysis. *Journal of Hydrology* 319. S. 328 – 338.

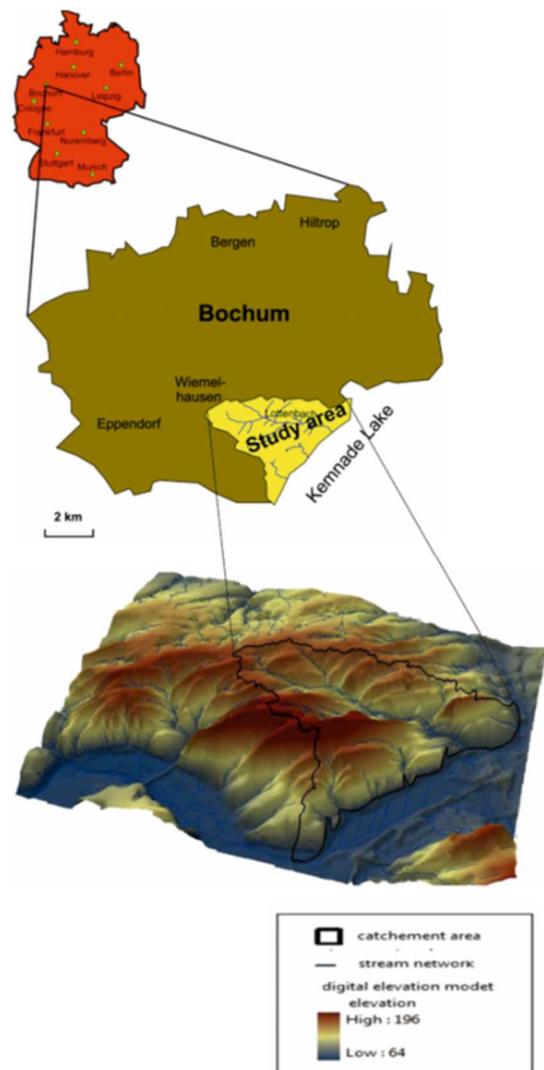
# Impact of land use land cover LULC patterns on water resources quality in the Lottental, Bochum, Germany

Mohammad Alhamed

*Department of Geology, Damascus University*

## 1. Introduction

The south of Bochum was subjected to significant Land Use Land Cover (LULC) changes, which are represented at the moment by the abandoned coal mines and their infrastructures, the expansion of urban areas and the decreasing of arable and forested areas. So, the above mentioned conditions are responsible for the high diversity of the land use/land cover present in the south of Bochum, which in term could be changing the natural hydrological and hydrogeological conditions.



**Fig.1:** Location map of the study area.

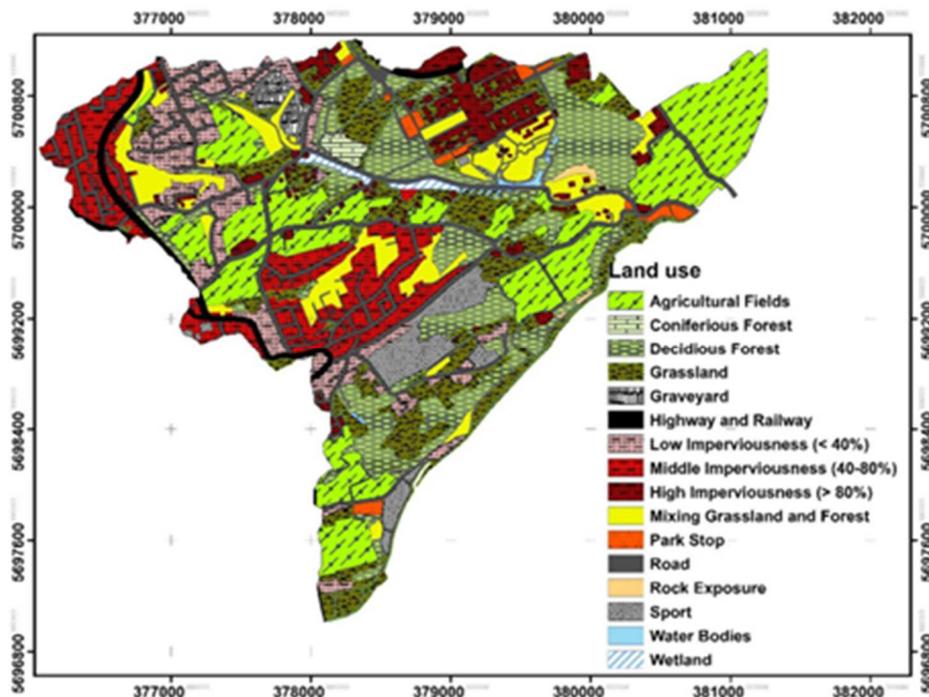
The major aim of this study is identifying the impact of the land use land cover diversity on the quality of the water resources in the south of Bochum, which is a representative catchment of the Ruhr. The Ruhr river supplies the drinking and the industrial water for more than 5 million inhabitants.

## 2. The study area

The study area is located in the south of Bochum, Germany (Fig.1). This area is represented by a mountainous structure due to its position in the transition zone, which separate between the Bergisch-Sauerländischen Uplands, located to the south, and the Westphalian lowlands, located to the north. So, the topography of this area consists of small hills that are separated by steeply sloping v-notched valleys (GLA-NRW, 1988). The study area is a part of the North-Western Germany climate zone, which is characterized by marine climate of mild winters and cool summers (LANUV, 2010).

The LULC patterns in this area are consisting mainly of urban areas, arable areas, forests, wetlands, rock exposures, and abandoned coal mines.

The urban areas are represented by the campus of the Ruhr University Bochum in the south and the residential areas in the middle and the west. This pattern of LULC includes other infrastructures including playgrounds, cemeteries, parking, roads, highways and railways as shown in Fig.2.



**Fig.2:** The land use land covers LULC of the study area.

On the other hand, the arable areas are consisting chiefly of pastures and wheat fields. Conversely, the forested areas are consisting chiefly of deciduous type, while the coniferous type is limited to a very small area. The wetlands are either pastures or forests that are situated in the floodplain of the Lottenbach stream. The abandoned coal mines are represented by some remaining features, which consist of shafts and drainage adits. Finally, the bare rock exposures consist of sandstone and mudstone (Littke et al., 1986).

### 3. Materials and methods

Land use land cover map of the study area was constructed based on a Google earth map and field investigations. ArcMap 9.3 (Esri) was used to digitize and draw this map.

Water samples were collected from all water resources in the study area, including shallow ground water, deep ground water, abandoned coal mine drainage, stream water, lake water and storm drainage systems. Due to the predominating LULC at the drainage area of the sampling points, the collected samples were divided into the following groups;

- **Urbanization affected group (no. I):** This group includes water samples that were collected from the surrounding of urban and other residential areas.
- **Abandoned coal mine affected group (no. II):** This group includes the water samples that were collected from abandoned coal mines and their infrastructures.
- **Wetland affected group (no. III):** This group includes the water samples that were collected from wetlands.
- **Agricultural affected group (no. IV):** This group includes the water samples that were collected from drainage areas dominated by agricultural fields.
- **Mixed-factors affected group (no. V):** This group includes the water samples that were collected from water resources affected by two or more of the above mentioned factors.

The water samples were tested to determine the concentrations of major ions (Ca, Mg, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, and NO<sub>3</sub>) and minor elements of (Fe, Zn, and Al). On the other hand, physico-chemical parameters including pH, and electrical conductivities EC were measured during the field trip. The results of the physico-chemical and the hydrochemical concentrations were listed in a MS Excel-Spreadsheet and drawn as series plots.

### 4. Results and discussion

The results of physico-chemical parameters and hydrochemical analysis were listed in Tab. 1, while a statistical summary of physico-chemical and hydrochemical parameters is listed in Tab. 2. These results were plotted as series plots in Fig. 3, Fig. 4 and Fig. 5.

**Tab.1:** Results of physical-chemical and hydrochemical analysis performed on water samples collected from the study area.

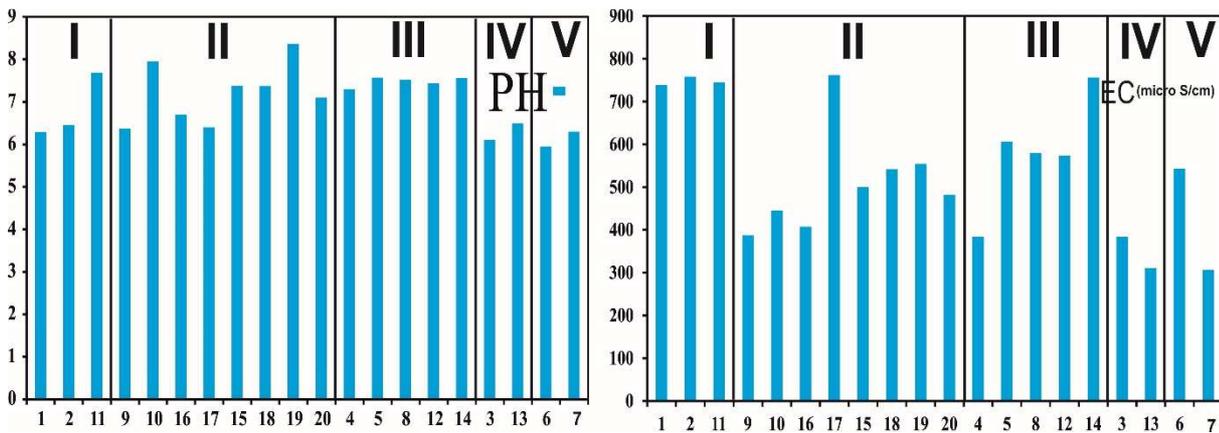
Affected LULC		Urban			Mixed anthropogenic factors						Abandoned coal mines					Wetlands		Agricultural			
Sample No.		1	2	11	9	10	16	17	15	18	19	20	4	5	8	12	14	3	13	6	7
Parameter	PH	6.29	6.46	7.69	6.37	7.95	6.7	6.4	7.38	7.37	8.37	7.1	7.3	7.57	7.52	7.44	7.56	6.11	6.5	5.95	6.3
	EC	739	758	744	387	445	407	762	500	542	554	482	384	606	580	573	756	384	310	543	306
	Ca	4.31	4.61	3.01	1.86	1.86	2.13	4.95	2.26	3.04	2.81	2.12	2.11	4.85	3.57	3.36	4.13	1.94	2.11	1.87	1.27
	Mg	2.01	2.01	1.68	0.77	0.78	0.89	2.84	0.99	1.11	1.32	0.58	0.65	1.08	1.85	0.90	2.18	0.72	0.71	1.19	0.68
	Na	0.92	1.00	1.91	0.64	0.69	0.51	0.81	0.88	0.94	0.84	1.30	0.54	0.38	0.63	1.20	1.28	0.47	0.60	1.20	0.57
	K	0.26	0.07	0.18	0.04	0.16	0.04	0.16	0.12	0.09	0.09	0.09	0.03	0.00	0.09	0.12	0.08	0.03	0.06	0.12	0.09
	HCO3	2.74	3.33	2.54	1.24	1.94	2.20	5.40	1.34	2.84	2.14	2.00	4.60	4.93	0.05	2.64	4.53	1.64	2.54	0.65	0.75
	SO4	4.58	3.52	2.98	1.43	1.03	1.44	3.04	1.25	1.42	1.54	1.11	0.70	0.94	1.40	1.41	2.67	1.27	0.26	1.40	1.01
	Cl	0.84	1.52	2.96	0.74	1.02	0.61	0.60	1.49	1.27	1.29	1.30	0.73	0.56	0.52	1.43	1.43	0.67	0.71	2.23	0.96
	NO3	0.23	0.09	0.06	0.22	0.19	0.03	0.14	0.60	0.00	0.25	0.27	0.06	0.38	0.02	0.58	0.02	0.19	0.10	0.71	0.44
	Fe	0.10	0.00	0.00	0.00	0.20	0.00	4.90	0.00	0.70	0.00	0.20	0.90	0.00	0.90	0.40	0.50	0.00	0.50	0.30	0.10
	Al	10.00	12.00	38.00	12.00	11.00	0.00	195.00	11.00	32.00	27.00	215.00	98.00	11.00	87.00	34.00	17.00	15.00	29.00	43.00	8.00
	Zn	6.00	7.00	6.00	8.00	6.00	0.00	52.00	8.00	31.00	6.00	67.00	23.00	6.00	21.00	22.00	19.00	6.00	15.00	8.00	8.00
	TDS	572.35	578.91	426.13	247.3	284.52	668.92	538.6	314.83	404.27	361	321.76	273.22	508.13	403.25	269.1	598.36	256.05	297.54	314.6	205.9

**Tab.2:** A statistical summary of the physico-chemical and hydrochemical parameters of the data listed in Tab.1.

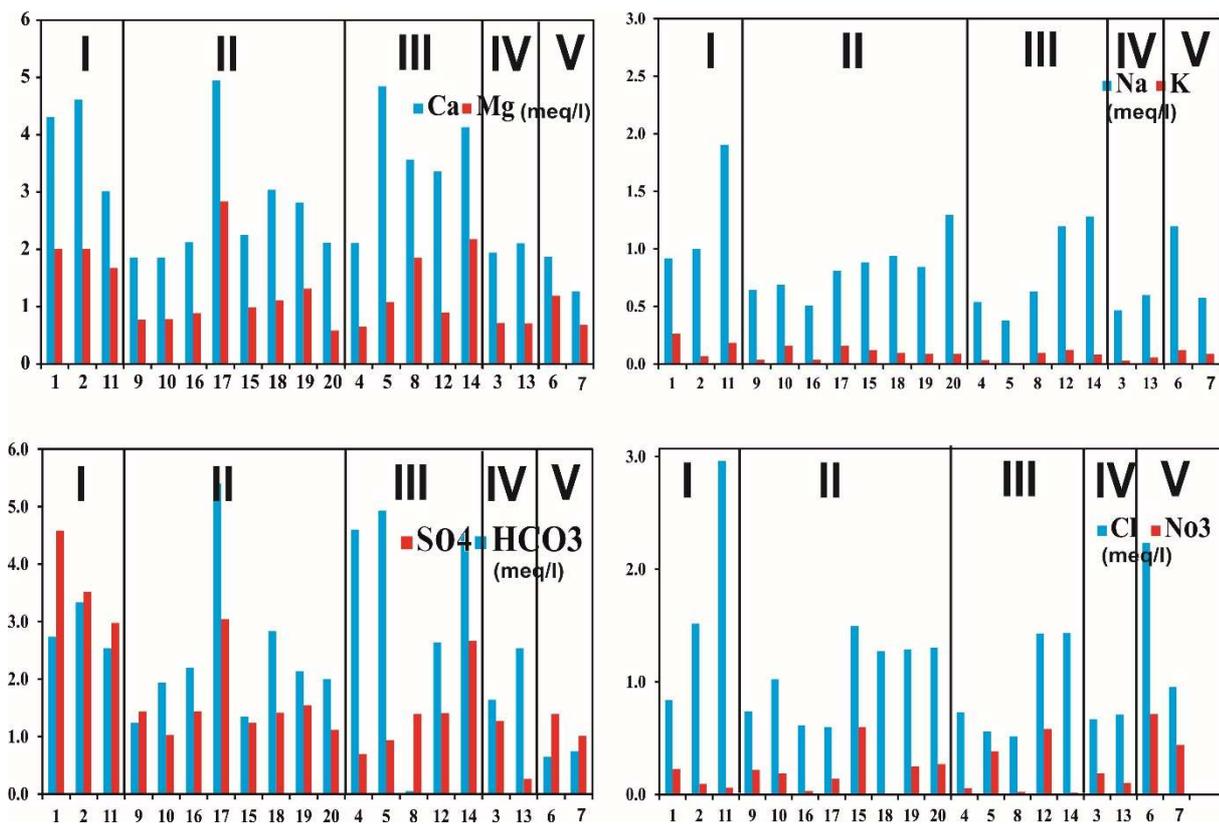
Most predominated affected LULC	Urban			Mixed anthropogenic factors			Abandoned coal mines			Wet lands			Agricultural		
	Min	Max	Average	Min	Max	Average	Min	Max	Average	Min	Max	Average	Min	Max	Average
PH (-)	6.3	7.7	6.8	6.4	8.4	7.2	7.3	7.6	7.5	6.1	6.5	6.3	6.0	6.3	6.1
EC (µs/cm)	739.0	758.0	747.0	387.0	762.0	509.9	384.0	756.0	579.8	310.0	384.0	347.0	306.0	543.0	424.5
Ca (meq/l)	3.0	4.6	4.0	1.9	4.9	2.6	2.1	4.8	3.6	1.9	2.1	2.0	1.3	1.9	1.6
Mg (meq/l)	1.7	2.0	1.9	0.6	2.8	1.2	0.7	2.2	1.3	0.7	0.7	0.7	0.7	1.2	0.9
Na (meq/l)	0.9	1.9	1.3	0.5	1.3	0.8	0.4	1.3	0.8	0.5	0.6	0.5	0.6	1.2	0.9
K (meq/l)	0.1	0.3	0.2	0.0	0.2	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1
HCO3 (meq/l)	2.5	3.3	2.9	1.2	5.4	2.4	0.0	4.9	3.3	1.6	2.5	2.1	0.6	0.7	0.7
SO4 (meq/l)	3.0	4.6	3.7	1.0	3.0	1.5	0.7	2.7	1.4	0.3	1.3	0.8	1.0	1.4	1.2
Cl (meq/l)	0.8	3.0	1.8	0.6	1.5	1.0	0.5	1.4	0.9	0.7	0.7	0.7	1.0	2.2	1.6
NO3 (meq/l)	0.1	0.2	0.1	0.0	0.6	0.2	0.0	0.6	0.2	0.1	0.2	0.1	0.4	0.7	0.6
Fe (mg/l)	0.0	0.1	0.0	0.0	4.9	0.8	0.0	0.9	0.5	0.0	0.5	0.3	0.1	0.3	0.2
Al (µg/l)	10.0	38.0	20.0	0.0	215.0	62.9	11.0	98.0	49.4	15.0	29.0	22.0	8.0	43.0	25.5
Zn (µg/l)	6.0	7.0	6.3	0.0	67.0	22.3	6.0	23.0	18.2	6.0	15.0	10.5	8.0	8.0	8.0
TDS (mg/l)	426.1	578.9	525.8	247.3	668.9	392.7	269.1	598.4	410.4	256.1	297.5	276.8	205.9	314.6	260.3

The results can be described as follows;

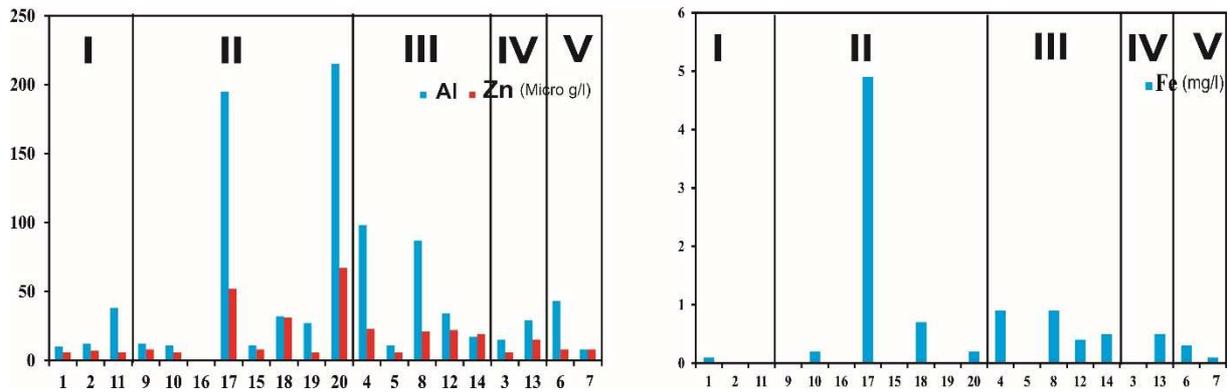
- ❖ **The urban-affected water group (I):** This type is characterized by weak acidic to neutral conditions, due to its pH values. The EC values are relatively high, but they still within the fresh water range. This group has relatively high concentrations of Ca, Mg, Na, K, SO<sub>4</sub>, and HCO<sub>3</sub>, low concentrations of NO<sub>3</sub>, very low concentrations of Al and Zn, and undetectable content of Fe in most of the samples collected from the surrounding of residential-urban areas. The maximal concentrations of Na, K, SO<sub>4</sub>, and Cl, which are measured in this study, exist in this group.
- ❖ **The mixed LULC affected water group (II):** This type is represented by weak acidic to alkaline conditions. The EC range of this group also has relatively high values. But this group is also still within the fresh water range. The concentrations of nutrients and the minor elements are ranging from low to high in most cases.
- ❖ **The abandoned coal mine affected water group (III):** This type is characterized by neutral conditions, associated with an EC range that is identical of the range in group II. These conditions were associated with high to moderate concentrations of Ca, Mg, Na, HCO<sub>3</sub> and NO<sub>3</sub>, high concentrations of Fe, and moderate concentrations of K, SO<sub>4</sub>, Cl, Zn and Al as it is shown in Fig. 4.
- ❖ **The wetlands affected water group (IV):** This type is represented by weak acidic conditions, which are associated with low values of EC. These conditions are associated with low concentrations of major and minor elements in comparison with all previous groups.
- ❖ **The agricultural affected water group (V):** This type is characterized by weak acidic conditions as it the situation in the group IV. On the other hand, EC values are a little bit higher compared to group IV. The concentrations of nutrients and minor elements in this group are significantly different. So, Sample 7 shows similar concentrations of the wetland affected water regarding of Mg, Na, and K, lower concentration by regarding of Ca, HCO<sub>3</sub>, Al, and Zn, and higher concentrations by regarding of SO<sub>4</sub>, Cl and NO<sub>3</sub>. Conversely, sample 6, which collected from a water source that originates from an agricultural hillslope, shows different conditions representing by higher Ca, Mg, Na, K, SO<sub>4</sub>, Cl, NO<sub>3</sub>, Al, and Fe. So that these points could be affected by other LULC patterns. The higher concentrations of Cl and Na are indicators of the urbanization; while the higher concentrations of Ca, Mg, K, Al and Fe are indicators of the backfilled abandoned coal mines (Alhamed and Wohnlich, 2014, Alhamed, 2015). So the water at this point may be flowing through a buried drainage adit.



**Fig.3:** Results of pH and EC measured during the field trip; I: Urban-affected-water, II: Mixed LULC affected water, III: Abandoned coal mine affected water, IV: Agricultural affected water, V: Wet-land affected water.



**Fig.4:** Results of hydrochemical analysis (major ion chemistry) measured in the collected samples; I: Urban-affected-water, II: Mixed LULC affected water, III: Abandoned coal mine affected water, IV: Agricultural affected water, V: Wetland affected water.



**Fig.5:** Results of hydrochemical analysis (minor elements) measured in the collected samples; I: Urban-affected-water, II: Mixed LULC affected water, III: Abandoned coal mine affected water, IV: Agricultural affected water, V: Wetland affected water.

### 5. Conclusions

Land use land cover (LULD) patterns have significant effects on the water resources quality. These effects include the concentrations of nutrients or major ions and the minor elements, including trace elements such as iron, aluminium and Zinc. Urbanization and abandoned coal mines have greater effects on mineralization degrees, represented by high concentrations of major ions and total dissolved solid, compared to agriculture, forests, and wetlands. However, water resources affected by urbanization have good quality by considering of nitrate and undesirable metals, while water resources affected by abandoned coal mines are polluted mainly by undesirable metals and nitrate.

On the other hand, nitrate pollution also arises from residential and arable areas. However, Nutrients loads with same concentration magnitudes could be resulted from different predominant land use/land cover. This study has also demonstrated that groundwater and surface water flowing through diversified LULC mountainous watersheds, have multi-flow paths. So water flows from a LULC pattern to another. In addition, mixing of water flowing through different flow-paths could lead to limited reductions of pollutant concentrations.

### Acknowledgement

The author is indebted to the Damascus university for granting the research scholarship. The Department of Applied Hydrogeology of the Ruhr University Bochum is highly appreciated for performing the laboratory tests. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

## References

- Alhamed, M., Wohnlich, S. (2014): Environmental impact of the abandoned coal mines on the surface water and the groundwater quality in the South of Bochum, Germany. *Environmental Earth Science* 72(9): 3251-3267
- Alhamed, M. (2015): Identification of geochemical processes controlling the neutralization of abandoned coal mine drainage using integration of geochemical modelling, geochemical analysis, and batch test: an example from the south of Bochum, Germany. *Arabian Journal of Geosciences* 8(10): 8009-8025
- GLA-NRW (Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen) (1988): Geologische Karte von Nordrheinwestfalen 1:25000; Erläuterungen zu Blatt 4509 Bochum. Geologisches Landesamt Nordrhein Westfalen, Krefeld. 130 S.
- LAVUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2010): Klima und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen-Daten und Hintergründe. Fachbericht 27, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen. 60 S. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen-/fachberichte/fabe27/fabe27KW.pdf>
- Littke, R., Malsheimer, K. W., Mensink, H., Rautenschlein, M. (1986): Die Geologie im Gebiet des Kemnader Sees südlich Bochum. Bochum. Hrsg. vom Institut für Geologie der Ruhr Universität Bochum.

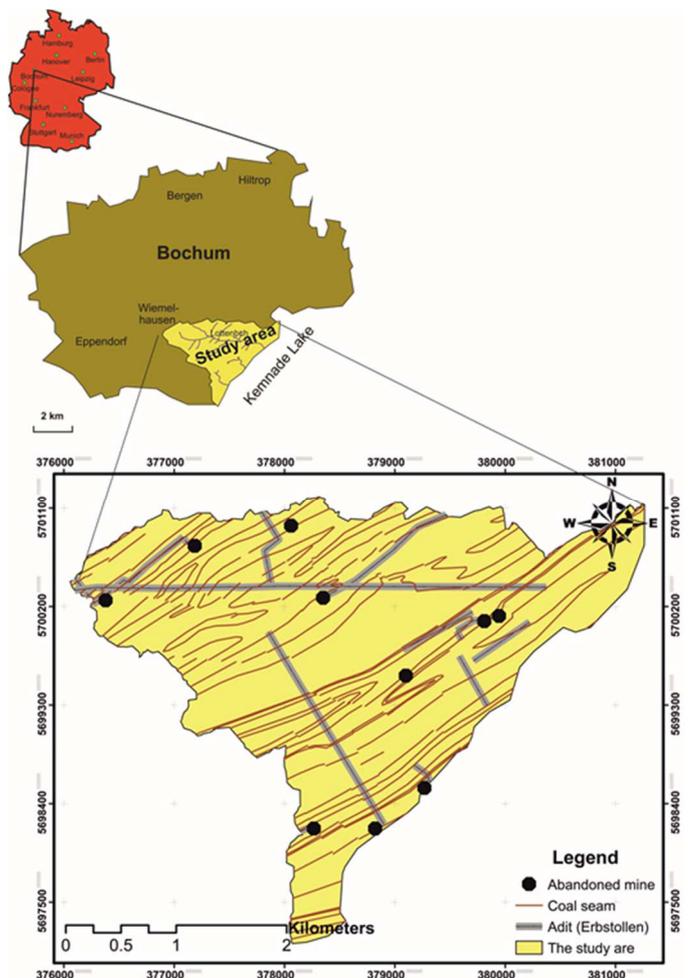
# The hydrogeochemistry of surface water and groundwater draining from highly anthropogenic affected abandoned coal mine fields in the south of Bochum, Germany

Mohammad Alhamed

Department of Geology, Damascus University

## 1. Introduction

The south of Bochum in Germany (Fig.1) is a part of the abandoned coal mine field of the Upper Carboniferous coal deposits, which is called locally Ruhrkarbon deposits. Coal deposits were exploited between the 17th and the 20th centuries (Tiwary 2001). Many extraction methods were used to extract coal deposits, which include horizontal, inclined and vertical shafts. Deep mining was conducted only in the 20th century as a result of inventing the steam engines (Huske 1998). The coal deposits were shipped through the Ruhr, while the mining wastes were dumped as piles near the shafts and the mine's entrances (GLA-NRW 1988). De-watering and other facility structures such as adits, drainage adits and shafts were also established to facilitate the exploitation process as well as to get rid of many problems associated with mining works (Hermann and Hermann 2008).

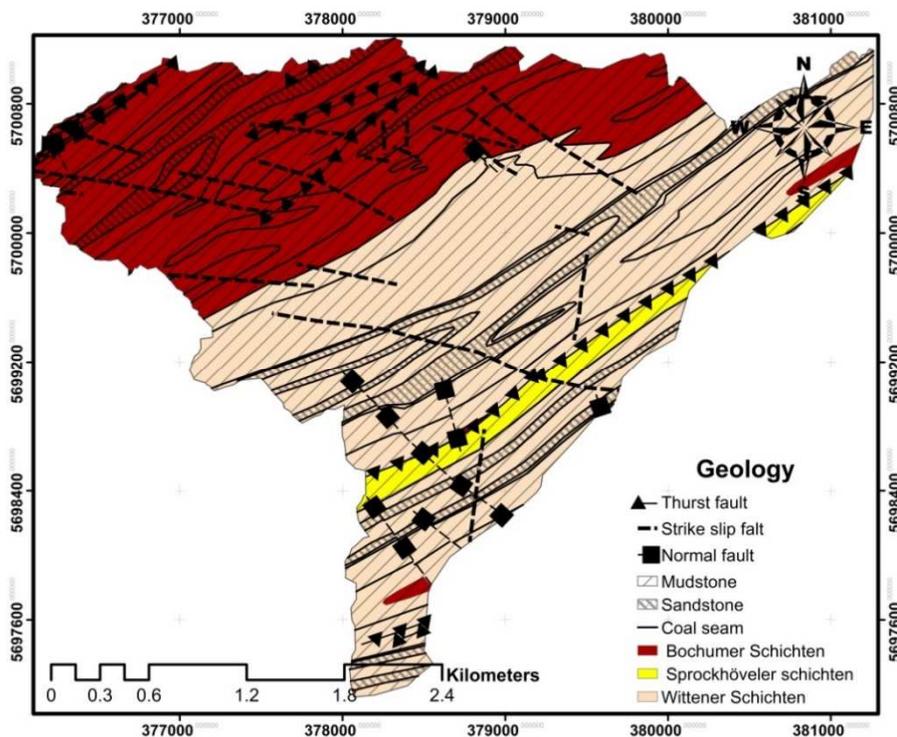


**Fig 1.** Location map of the abandoned coal mines in the south of Bochum including the mining infrastructures (modified after Alhamed and Wohnlich 2014).

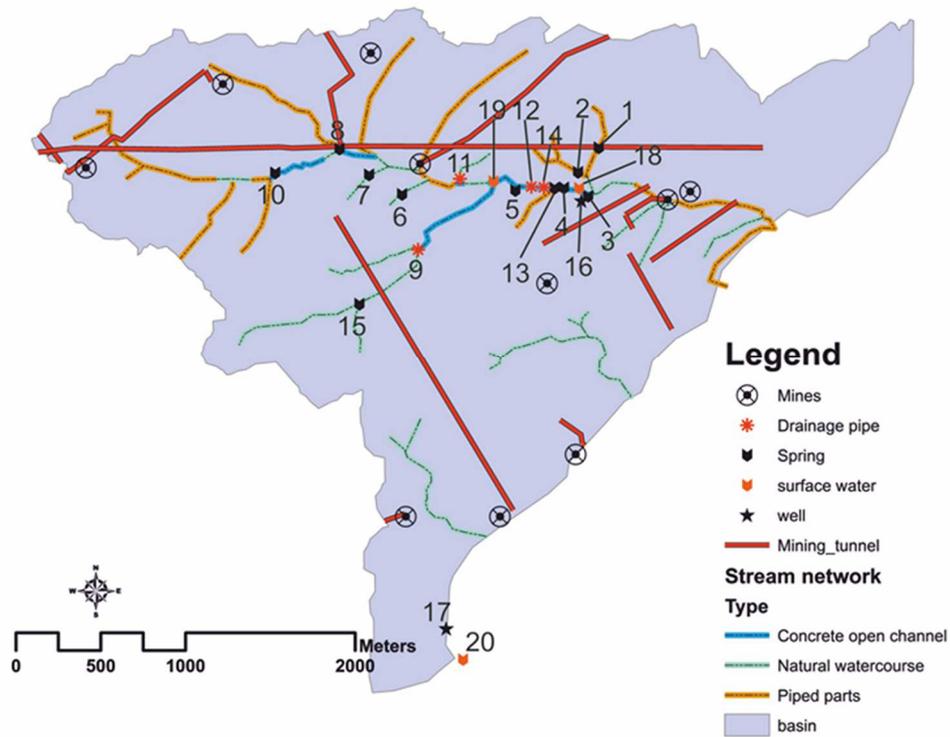
The coal mining activities in this area continued until the beginning of the 20<sup>th</sup> century. Late in the early of 20<sup>th</sup> century, mining works were completely suspended and the mines were either sealed or backfilled by using various materials that consist mainly of mining stockpile materials, and less from hollow-shaped materials such as (ash, garbage, slags, sludge, construction waste, industrial residues and household waste) (GLA-NRW 1988).

Additional anthropogenic effects resulted from the land use change, which is represented by replacing forests by agricultural and urban areas. In additions, the surface drainage system of the study area was also subjected to anthropogenic changes. These changes are represented by engineering many parts of its network.

The geology of the study area is characterized by the Upper Carboniferous (Silesian) deposits, Fig (2), that consist chiefly of coal seams, clay, and sandstone (Hesemann 1975). Furthermore, this area is represented by a very complex tectonic structure that consists of various types of folds and faults. The complex tectonic structure of the study area resulted by the complex tectonic processes that took place during the Variscan Orogeny period (Littke et al. 1986). So, the study area is characterized by a hard rock aquifer that is formed by stratigraphic and tectonic features including bedding surfaces, cracks, faults, fractures and joints (GLA-NRW 1988).



**Fig 2:** Geological map of the study area (modified after GLA-NRWa 1988).



**Fig. 3:** Location map of the sampled sites (modified after Alhamed and Wohnlich 2014)

## 2. Materials and Methods

Physico-chemical parameters including (pH), electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), were measured during the field trip. The EC was measured by using a WTW-Condi340i meter, while the DO and the pH were measured by using a CONSORT C932.

Each of these instruments was calibrated by using standard solutions before the field trip.

Groundwater samples were collected from springs and ground water wells, whereas surface water samples were collected from the Lottenbach watercourse, its main tributary and Kemnadersee Lake. Channel samples were taken from drainage pipes that drain directly in the Lottenbach, and finally, mine water was sampled from the drainage adits.

The Concentrations of Major ions (including of; calcium  $Ca^{2+}$ , magnesium  $Mg^{2+}$ , sodium  $Na^+$ , potassium  $K^+$ , sulfate  $SO_4^{2-}$ , chloride  $Cl^-$ , bicarbonate  $HCO_3^-$  and nitrate  $NO_3^-$ ) and the concentrations of minor elements (including of aluminium  $Al^{3+}$ , total iron  $Fe_{total}$ , and total Zinc  $Zn_{total}$ ) were measured in the

collected samples. The water analysis was performed in the hydrochemical laboratory of the Ruhr University of Bochum.

The results of the physico-chemical measurements and the hydrochemical analyses were presented in Microsoft excel 2010 charts. All maps used in this study were digitized using Geographic Information System (Arc Map version 9.3) (ESRI 2008) and reproduced using CorelDraw X6. (Corel Corporation 2012).

### 3. Results and Discussions

The results of physical-chemical measurements were plotted in Fig. 4, while the results of major ions and minor ions were plotted in Fig. 5 and Fig. 6 respectively.

The water samples were divided into three groups based on the concentrations of Fe, which represent the indicators of the impact of abandoned coal mines (Alhamed and Wohnlich 2014). These groups include;

- **The non-affected group:** This group includes the water samples that don't have detectable concentrations of Fe, which are represented by samples 2, 3, 5, 9, 11, 15 and 19.
- **The slightly affected group:** This group includes the water samples that have Fe concentrations of  $0 < Fe < 0.2$  mg/L, which are represented by samples 1, 7, 10, and 20.
- **The affected group:** This group includes the water samples that have Fe concentrations greater than 0.2 mg/L, which are represented by samples 4, 8, 12, 13, 14, 17, and 18.

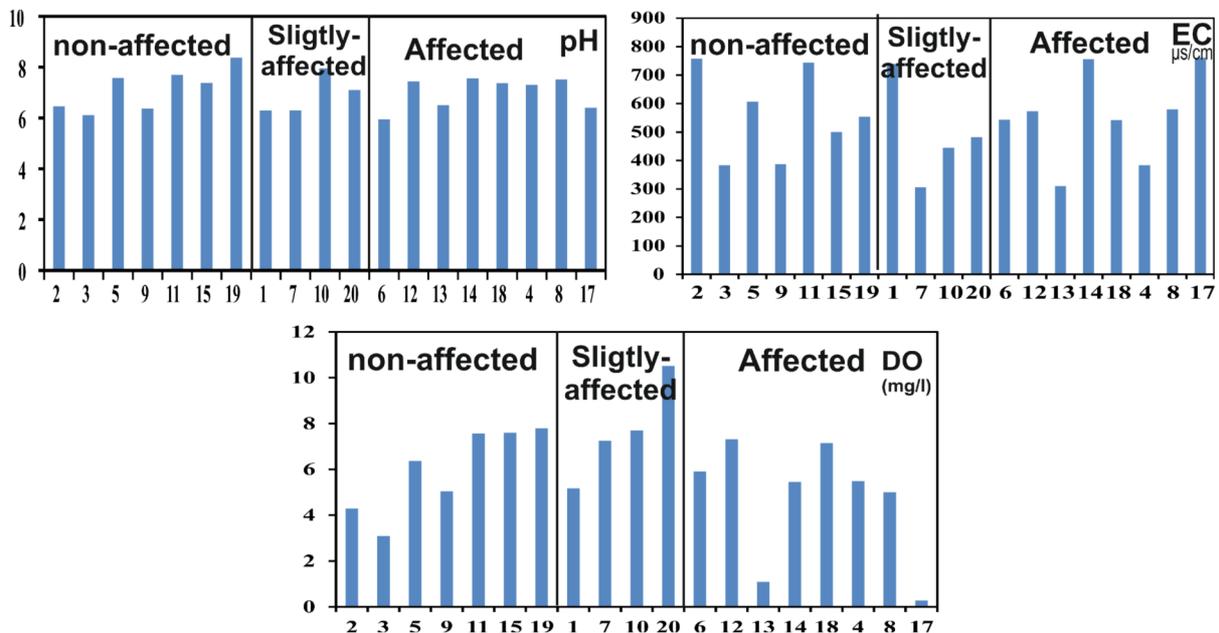
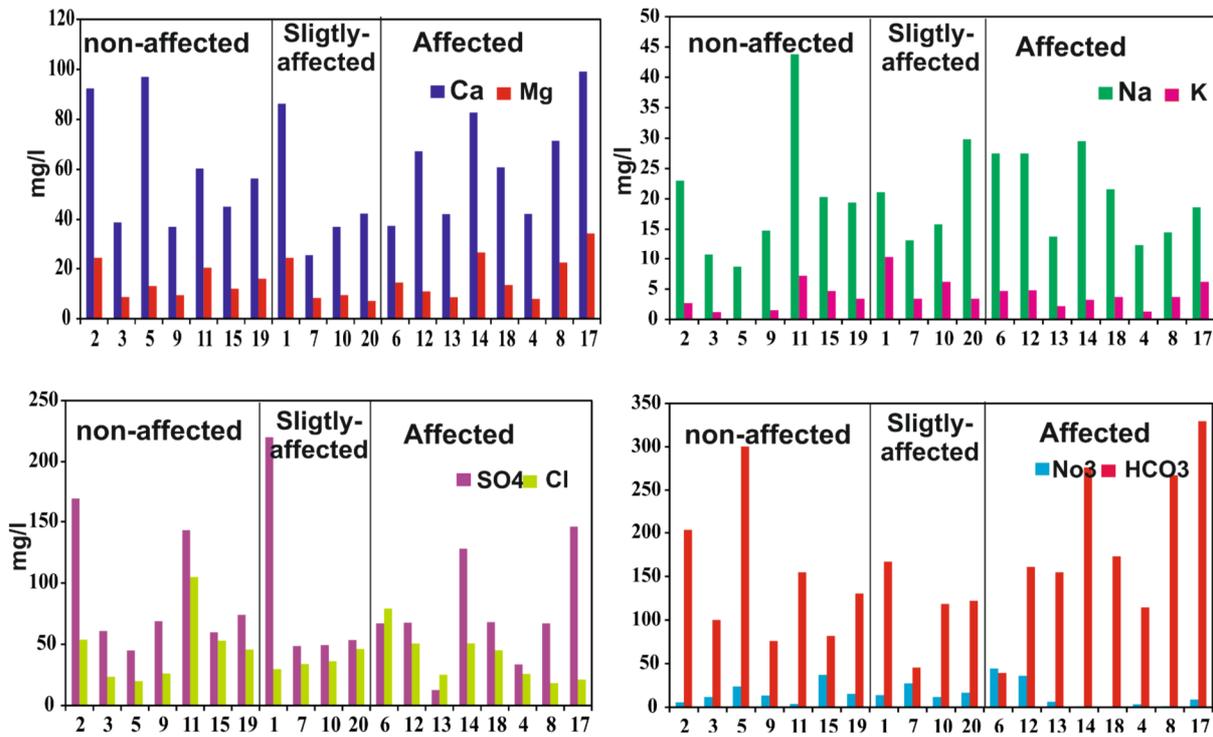


Fig. 4: Results of Physico-chemical parameters.

The values of pH, which range between 5.95 and 8.37, indicate weak acidic to alkaline conditions. Those associated with DO concentrations range between 0.27 and 10.52 mg/l, indicating oxygenation conditions ranging between highly consumed and highly oxygenated.



**Fig. 5:** Results of hydrochemical analysis (major ions)

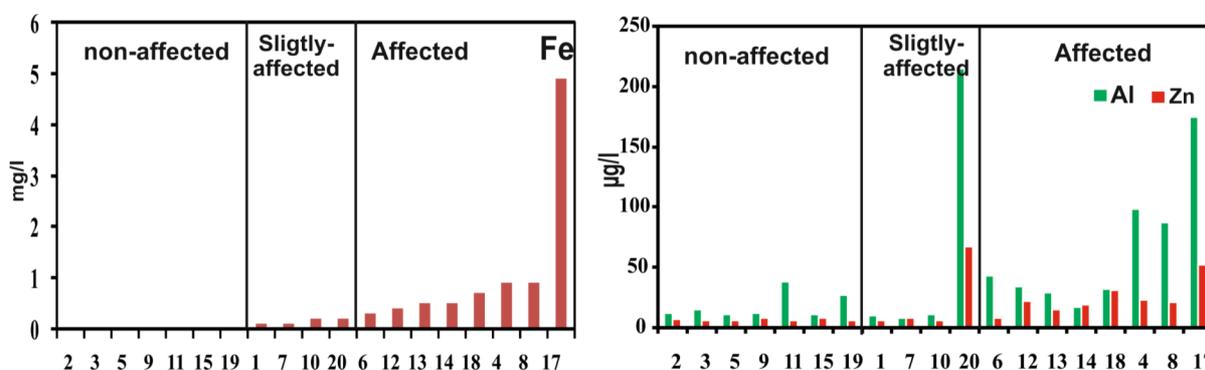
The EC values range between 306 and 762  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , which indicating fresh water conditions.

$\text{Ca}^{2+}$  concentrations range between 25.4 and 99.1 mg/l, so this cation predominates the ion composition in this area, while,  $\text{Mg}^{2+}$  concentrations range between 7.1 mg/l and 34.5 mg/l.

On the other hand,  $\text{Na}^+$  shows relatively high concentrations in the samples 6, 11, 12, 14 and 20, generally  $\text{Na}^+$  concentrations range between 8.7 and 43.8 mg/l.  $\text{K}^+$  shows low concentrations in comparison with the all other cations, its values range between 0 and 10.3 mg/l.

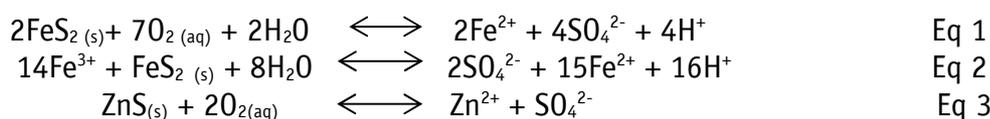
Conversely,  $\text{HCO}_3^-$  concentrations range between 39.45 and 329.49 mg/l. This anion predominates the anionic compositions of samples (3, 4, 5, 8, 10, 13, 16 and 17). Whereas,  $\text{SO}_4^{2-}$  concentrations range between 12.6 and 220 mg/l, this anion predominates the anionic compositions of the samples (1, 2, 8, 9 and 11).  $\text{Cl}^-$  contents range between 18.3 and 105 mg/l and  $\text{NO}_3^-$  contents range between 1 and 44.3 mg/l.

In the minor or trace elements,  $Fe_{total}$  concentrations range between 0 and 4.9 mg/l. In general, relatively high concentrations were measured in samples 4, 6, 8, 10, 12, 13, 14, 17, 18 and 20 that represent the mining affected water samples. On the other hand,  $Al_{total}$  concentrations range between 8 and 215  $\mu\text{g/l}$ . Water samples taken from the deep groundwater well (No. 17) and lake water (No. 20) have relatively high concentrations of  $Al_{total}$  in comparison with all other samples. In general, water samples collected from mining affected locations have higher  $Al_{total}$  concentrations than most all the other samples. Finally,  $Zn_{total}$  concentrations range between 6 and 67  $\mu\text{g/l}$ . The relatively high concentrations were also found in Lake and deep groundwater well samples (No. 17 and 20). The mining affected water also has, in general, higher  $Zn_{total}$  concentrations.



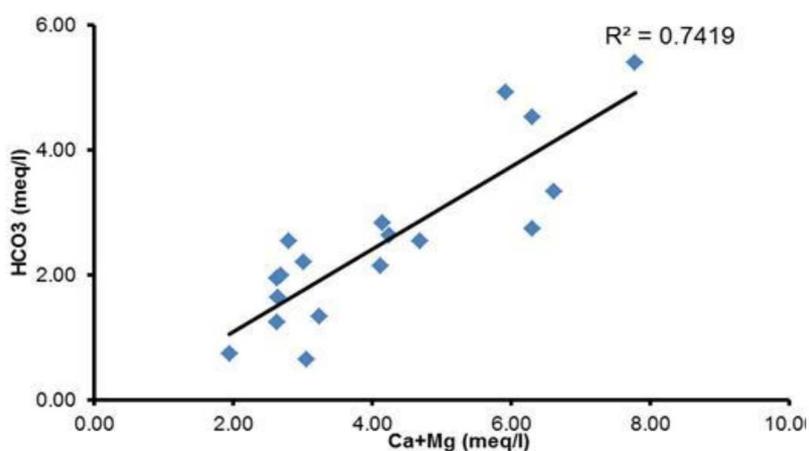
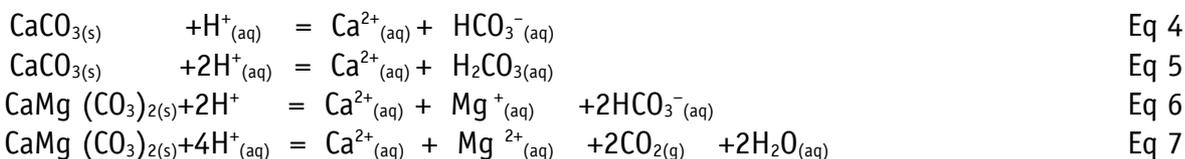
**Fig. 6:** Results of hydrochemical analysis (minor elements)

The high concentrations of  $Fe_{total}$ , the presence of  $SO_4^{2-}$  and the  $Zn_{total}$  in the water samples are indicators of oxidation of sulfide minerals, which are normally associated with coal deposits (Skousen et al. 2000). These minerals are oxidized by oxygen, water and microbiological activities releasing undesirable metals (such as iron in the case of pyrite and Marcasite), sulfate and acidity as described in the following chemical reaction (Wolkersdorfer 2008):



Pyrite and Marcasite are the most abundant sulphide minerals in the coal deposits (Bank 2003). Therefore, coal mine water is usually acidic, which is quite the contrary of the case study in the study area.

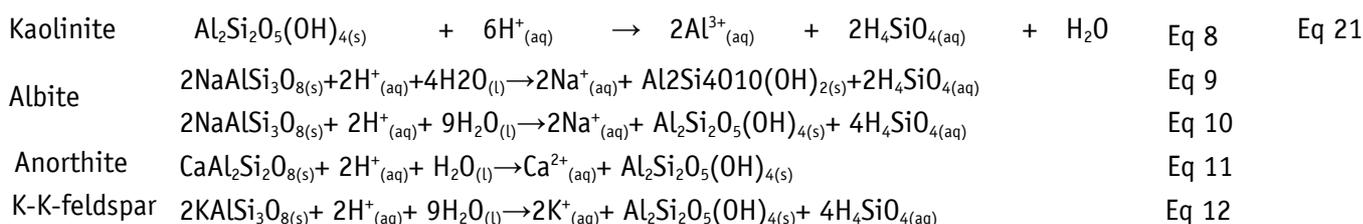
The elevated pH values refer to neutralization processes of the abandoned coal mine drainage in this area. The high concentrations of Ca, Mg and HCO<sub>3</sub> and the high positive correlation between Ca, Mg and HCO<sub>3</sub> in Fig. 7 are indicators of dissolution of carbonate minerals, which take place as follows;



**Fig. 8:** The correlation between Ca+Mg and HCO<sub>3</sub>.

These reactions consume the H<sup>+</sup> ion, release of carbonate and other included cations and hence increase the alkalinity of the mine water.

The carbonate minerals have mainly anthropogenic sources. This is because these minerals are contained in constructions and backfilling materials. However, geogenic carbonated are also present in the study area (Alhamed 2015). On the contrary, Al measured in surface water and groundwater is an indicator of the weathering of Kaolinite, which results from the weathering of Plagioclase and K-feldspar . The weathering reactions can be described by the following (Lottermoser 2007):



All the previous weathering reactions lead to consume the  $H^+$  ions and thus reduce the acidity of the mine water. In additions, the chemical elements releasing from the weathering of silicate minerals, have a significant role in the evolution of hydrochemical characteristics of the mine water.

Finally, Tab. 1 shows the water types/water facies that were found the study area. The diversity of water types in this area is an indicator of the heterogeneity, resulted from the anthropogenic processes controlling the hydrogeochemical processes.

**Tab. 1:** The water types/water facies distributed in the study area.

Water type	Sample No.
Ca-Mg-SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub>	1,2
Ca-Mg-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	3, 14, 16
Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl	4
Ca-HCO <sub>3</sub>	5,13
Ca-Na-Mg-Cl-HCO <sub>3</sub>	6
Ca-Mg-Na-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub> -Cl	7
Ca-Mg-SO <sub>4</sub>	8
Ca-Mg-SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub> -Cl	9
Ca-Mg-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub> -Cl	10
Ca-Na-Mg-SO <sub>4</sub> -Cl-HCO <sub>3</sub>	11
Ca-Na-HCO <sub>3</sub> -Cl-SO <sub>4</sub>	12
Ca-Mg-Na-Cl-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	15
Ca-Mg-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	17
of Ca-Mg-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub> -Cl	18, 19
Ca-Na-HCO <sub>3</sub> -Cl-SO <sub>4</sub>	20

#### 4. Conclusions

The hydrogeochemistry of the surface water and the groundwater flowing from anthropogenic affected abandoned coal mines is characterized by highly heterogeneous chemical compositions. This heterogeneity are linked to the complex hydrogeochemical processes controlling the evolutions of the water chemistry and represented by the alkaline conditions of the mine water, the moderate concentrations of undesirable metals, and the absence of the predominated water type.

## Acknowledgement

The author is indebted to the Damascus University for granting the research scholarship. The Department of Applied Hydrogeology of the Ruhr University Bochum is highly appreciated for performing the laboratory tests. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

## References

- Alhamed, M. and Wohnlich, S. (2014): Environmental Impact of the Abandoned Coal Mines on the Surface Water and the Groundwater Quality in the South of Bochum, Germany. *Environ Earth Sci* 72(9): 3251-3267.
- Alhamed M (2015) Identification of geochemical processes controlling the neutralization of abandoned coal mine drainage using integration of geochemical modelling, geochemical analysis, and batch test: an example from the south of Bochum, Germany. *Arab J Geosci*. DOI 10.1007/s12517-015-1830-7.
- Banks, D. (2003): Geochemical Processes Controlling Mine Water Pollution. In Prokop, G., Younger, P. and Roehl, K. E (Eds.): *Groundwater Management in Mining Areas. Proc. 2<sup>nd</sup> IMAGE-TRAIN Advanced Study Course. Pécs, Hungary, 23<sup>rd</sup>-27<sup>th</sup> June 2003. Conference Papers CP-035, Umweltbundeamt, Vienna: 17-44.*
- Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen GLA-NRW, (1988): *Geologische Karte von NordrheinWestfalen 1:25000, Erläuterungen zu Blatt 4509 Bochum, Geologisches Landesamt NordrheinWestfalen, Krefeld, 130 S.*
- Geologisches Landesamt Nordrhein Westfalen GLA-NRWa, (1988): *Geologische Karte von NordrheinWestfalen 1:25000, 4509. Bochum, 2. Aufl. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.*
- Hermann, W. and Hermann, G. (2008): *Die alten Zechen an der Ruhr, Die Blauen Bücher. 4. Auflage Lange-wiesche Verlag: 328 p.*
- Hesemann, J. (1975): *Geologie Nordrhein-Westfalens. Bochumer Geogr.Arbeiten, besondere Reihe band 2, Paderborn: 416 S.*
- Huske, J. (1998): *Die Steinkohlenzechen im Ruhrrevier: Daten und Fakten von den Anfängen bis 1997. Selbst-verl. des Dt. Bergbau-Museums, Bochum: 1159p.*
- Littke, R., Malmsheimer, K. W., Mensink, H. and Rautenschlein, M. (1986): *Die Geologie im Gebiet des Kemnader Sees südlich Bochum. Bochum: Hrsg. vom Institut für Geologie der Ruhr- Universität Bochum.*
- Lottermoser, B. G. (2007): *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental Impacts. 2<sup>nd</sup> edition, Springer Verlag, Berlin– Heidelberg: 304 p.*
- Skousen, J. G., Sexstone, A. and Ziemkiewicz, P. F. (2000): *Acid Mine Drainage Control and Treatment. In:Rec-lamation of Drastically Disturbed Land. Reclamation of Drastically Disturbed Lands, Agronomy Monograph*

41, 2000, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America.

Tiwary, R. (2001): Environmental impact of coal mining on water regime and its management. *Water Air Soil Pollut.*, 132(1): 185-199.

Wolkersdorfer, C. (2008): *Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines – Fundamentals, Tracer Tests, Modelling, Water Treatment*. Springer-Verlag, Berlin- Heidelberg: 466 p

# The relationships between the land use/land cover and the soil chemistry in the south of Bochum, Germany

Mohammad Alhamed

*Department of Geology, Damascus University*

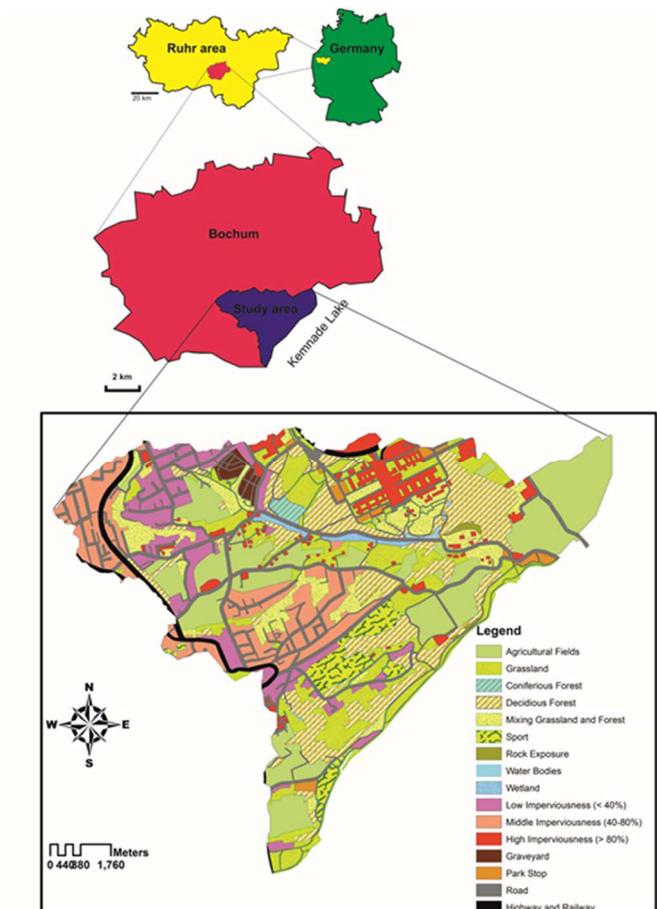
## 1. Introduction

The south of Bochum is characterized by diversity of land use / land cover that resulted by expansion of urban area at the expense of rural and forested areas. The urban features are represented by the campus of the Ruhr University of Bochum in the north and the residential areas in the middle and the west, while the rural features are represented by crop fields and pastures (grasslands). Forests are represented by small areas of coniferous and deciduous forests, which spread in the catchment areas.

This study aims to identify the interaction between the land use/land cover and the soil chemistry, which helps in the comprehensive environmental management planning.

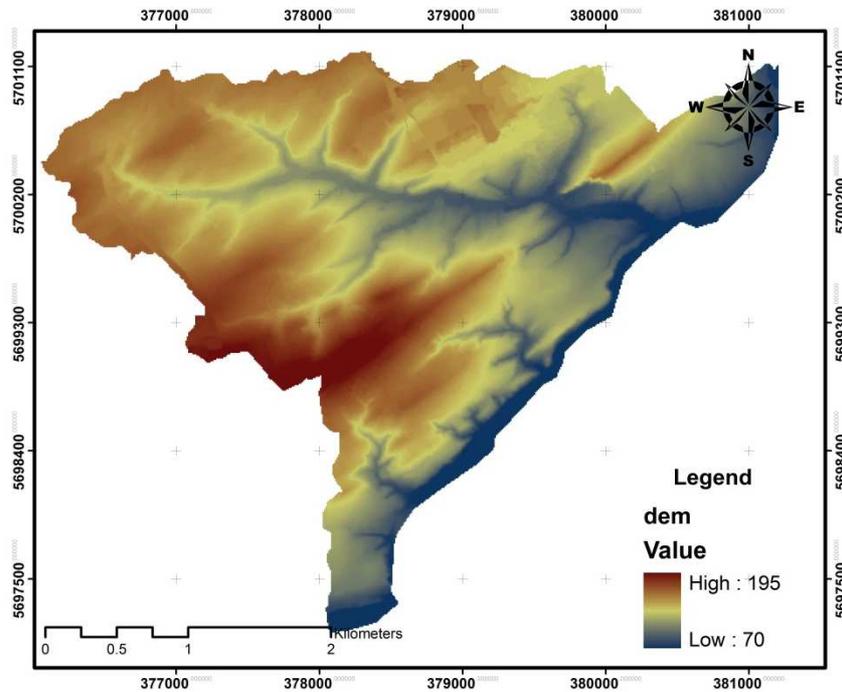
## 2. Overview of the study area

The study area, which has a total surface area of 9.6 km<sup>2</sup>, is situated in the south of Bochum within the transition zone separating the Bergisch-Sauerlandischen uplands in the south and the Westphalian lowlands in the north (Fig. 1).



**Fig. 1:** Location map of the study area.

The catchment boundary is characterized by a layer ribs landscape that consist of small hills separated by steeply sloping v-notched valleys (GLANRW,1988), which have elevation varies from 70 to 195 m as shown in Fig. 2.



**Fig. 2:** The digital elevation map DEM of the study area

The main watercourse in the study area is Lottenbach, which flows from the west to the east, while the major aquifer in this area is the fractured sandstone mudstone deposits of the upper carboniferous sub-system (Fig. 3.). This aquifer is covered with a thin Quaternary loss-loam deposits (Littke et al.,1986).

The climate in this area is cool in the summer and mild in the winter. However, sometimes dry-hot climate in the summer and cool periods in the winter arise as a result of continental effects (LANUV, 2010). The average annual rainfall, air temperature and wind velocity in the study area and its surroundings are 817.6 mm/a, 10.4 C° and 3.5 m.s-1 respectively (Grudzielanek et al., 2011).

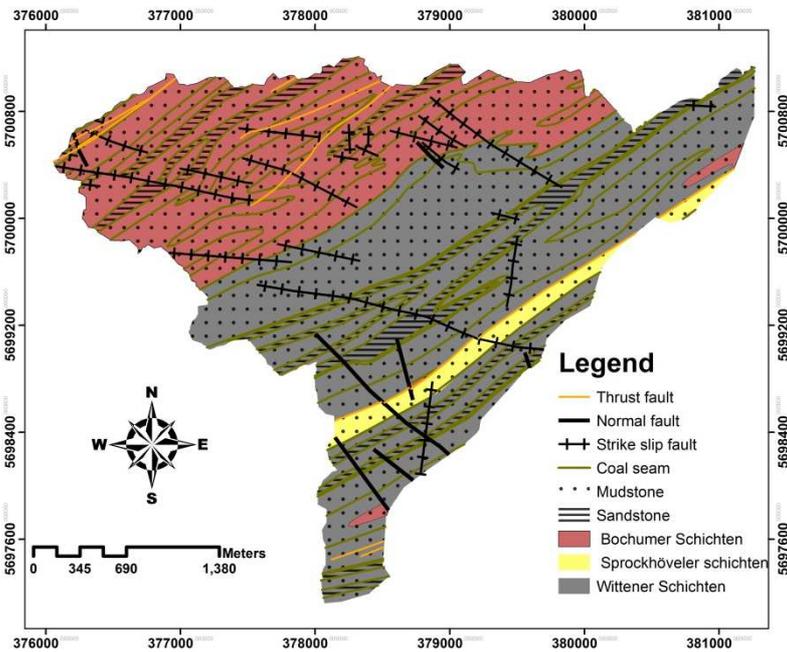


Fig. 3: The geologic- lithologic-tectonic map of the study area (modified after GLA-NRWa 1988).

### 3. Materials and Methods

Topsoil, man-made materials and rock samples were collected from 23 locations, shown in Fig. 4. The description of these samples is listed in Tab.1.

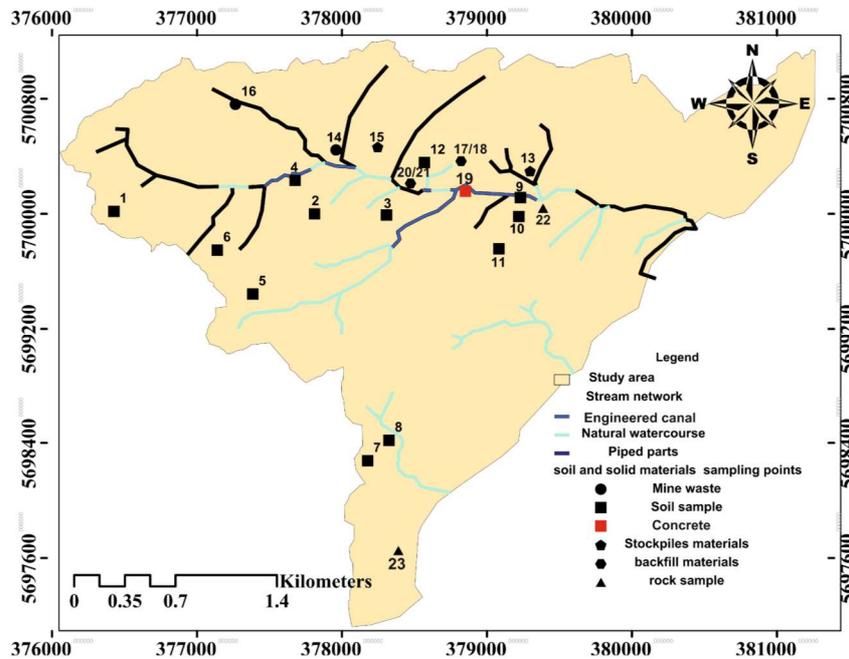


Fig. 4: Location map of the sampling sites (modified after Alhamed 2015).

**Tab.1:** The coordinates and the classifications of topsoil, man-made, and rock samples collected from the study area.

Sample No.	Group	X	y	Sample type
		m	m	-
1	I	378508.8	5697500.7	Topsoil (arable area)
2		378839.5	5700181.3	Topsoil (arable area)
3		379509.4	5700424.4	Topsoil (arable area)
4		376440	5699994	Topsoil (arable area)
5		377264.2	5700768.4	Topsoil (arable area)
6		378260.4	5700435.5	Topsoil (arable area)
7		377963.6	5700421.1	Topsoil (arable area)
8		378570.2	5700339.2	Topsoil (arable area)
9		379121.8	5699744.1	Topsoil (arable area)
10		379242.1	5699999.2	Topsoil (arable area)
11	II	379245.4	5700106.6	Topoil (forest)
12		378321.7	5698427.7	Topoil (forest)
13	III	376440.4	5699994.2	Stockpiles materials
14		378176.2	5698282.6	Mine waste
15		377102.9	5699774.5	Stockpiles materials
16		377402.8	5699423.1	Mine waste
17		377581.5	5700205.3	Backfill materials
18		377581.5	5700205.3	Slag
19		377793.1	5700020.7	Concrete
20		377581.5	5700205.3	Constuction waste
21		377581.5	5700205.3	Slag
22		IV	378244.7	5700098.7
23	378912.8		5700121.7	Sandstone

The topsoil samples were collected from the earth's surface up to 40 cm depth. This group includes samples 1-12, where samples 1-10 were taken from arable areas and samples 11 and 12 were taken from forests. On the other hand, the man-made materials including concrete, slag, stockpile material, construction waste, mine waste and rubble, which were used in construction and backfilling operations. This group represented by samples 13-21. Rock samples were also tested in this study. These samples were taken from the drilling cores of wells located in Lottental (sample 22) and on the bank of the Kemnadersee Lake (sample 23). Sample 22 represents mudstone deposits, while sample 23 represents sandstone deposits of the Upper Carboniferous formations in this area.

Each sample was put in plastic bags, labelled and tightly closed. Then, the samples were transported to the hydrochemical laboratory of the department of hydrogeology in the faculty of Geoscience, Ruhr University of Bochum. Immediately after arriving in the laboratory, the samples were deep frozen until further analyses.

pH and EC tests were performed on the topsoil, soil, man-made and rock samples. pH was measured according to (DIN ISO 19682-13, 2009) by using CONSORT C932 portable meter. Conversely, EC was measured according to (DIN ISO 11265, 1997) by using WTW Condi 340i portable meter.

Carbonate test was also performed on the collected samples. This test was performed according to (DIN ISO 19682-13, 2009) by using HCl 10%.

The batch extraction tests with a liquid–solid (L/S) ratio of 10 were performed according to (DIN 12457-2, 2003) on soil, man-made materials, and rock samples. Shaking instrument used in this study is shown in Fig.

The aim of this test is determining the potential extractable concentrations of nutrients in these samples. Major ions including of Ca, Mg, Na, K, SO<sub>4</sub>, Cl, NO<sub>3</sub> were measured in the extracted eluate.

#### **4. Results**

The results of the carbonate test were listed in Tab.2, while Fig. 5 shows the results of pH and EC tests. Fig. 6 shows the result of batch extraction test.

##### **pH**

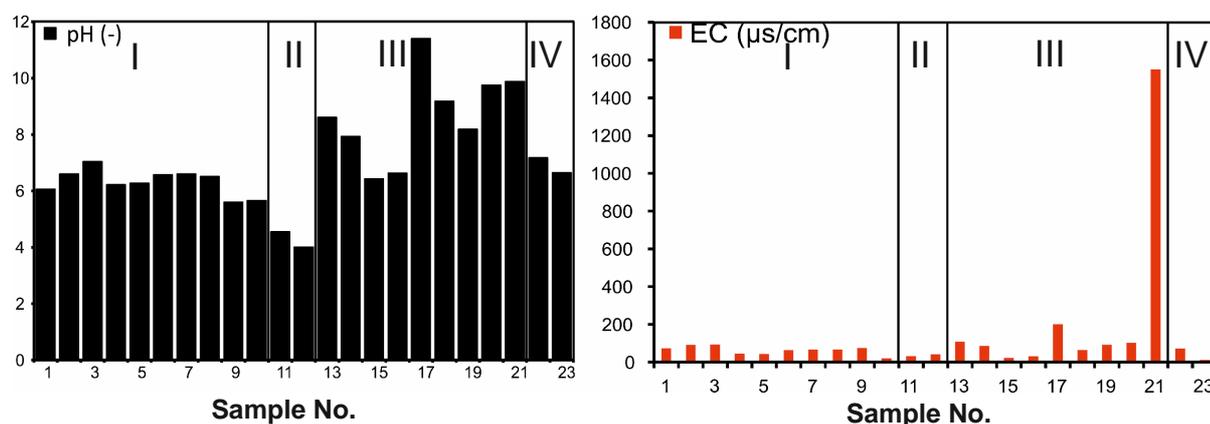
pH of the topsoil group ranges between 4.01 and 7.04, which is associated with poor carbonate contents. Generally, the soil samples of the forested areas are represented by acidic conditions (pH value less than 4.5), while the pH values of the topsoil of the arable areas range between 5.6 and 7.04 identifying more alkaline conditions. On the other hand, the pH values of man-made materials range between 6.43 and 11.71 indicating neutral to alkaline conditions. Those associated with poor to very high carbonate contents. Finally, the pH values of the rock samples range between 6.64 in the sandstone and 7.17 in the mudstone, which represent near neutral to neutral conditions.

##### **Electrical conductivity, EC**

The EC values of topsoil samples range between 31.8 and 92.8  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , where the soil of the forested areas has smaller EC values in comparison of the soil of arable areas. On the other hand, the man-made materials have higher EC values. These values range between 21.6 and 1550  $\mu\text{s}/\text{cm}$ . The rock samples have EC values of 71.9  $\mu\text{s}/\text{cm}$  in the mudstone and 11.51  $\mu\text{s}/\text{cm}$  in the sandstone.

**Tab. 2:** results of carbonate test performed on the collected samples

Sample No.	Group	Carbonate mass fraction	Discription
		%	
1	I	$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
2		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
3		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
4		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
5		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
6		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
7		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
8		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
9		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
10		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
11	II	$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
12		$0 < CO_3 < 0.5$	Poor carbonate contents
13	III	$7 < CO_3 < 10$	High carbonate contents
14		$4 < CO_3 < 7$	Middel carbonate contents
15		$0.5 < CO_3 < 2$	Poor carbonate contents
16		$2 < CO_3 < 4$	Low carbonate contents
17		$4 < CO_3 < 7$	Middel carbonate contents
18		$4 < CO_3 < 7$	Middel carbonate contents
19		$4 < CO_3 < 7$	Middel carbonate contents
20		more than 10	Not possible
21		$4 < CO_3 < 7$	Middel carbonate contents
22		IV	-
23	-		-



**Fig. 5:** The results of EC and pH tests performed on the collected samples

### Sodium, Na

Na has a wide range of concentration, even within the individual group. So, in arable areas, Na concentrations fall within the rang (9.7-63.2), while forested areas has lower Na content, where Naconcentration fall within

the range (6.5-11.6) mg/kg. On the other hand, man-made materials have Na concentrations range between (0 and 14.7) mg/kg. Rock samples also show variations in Na contents, when its concentrations are 7.3 mg/kg in the sandstone and 40.5 mg/kg in the mudstone.

### **Potassium, K**

K contents in arable areas extend between 10.5 and 97.5 mg/kg, while forested areas have K contents extend between 3.9 and 8.7 mg/kg. The most wider extent of K exists in man made materials, which have a k range of 2.2 -119.2 mg/kg. Finally, mudstone has higher K content (84.6 mg/kg) in comparison with sandstone (11.8 mg/kg) in the rock group.

### **Calcium, Ca**

Ca shows similar conditions of Na and K, which are represented by a wide range of concentrations in arable areas (10.9-273.9 mg/kg). Conversely, forested areas have smaller concentrations of (0.0-11.9) mg/kg. However, the most wide range of Ca exists in man-made materials (24.1-1088.2) mg/kg. Mudstone depositions have Ca concentrations of 63.5 mg/kg, while the sandstone depositions are free of Ca.

### **Magnesium, Mg**

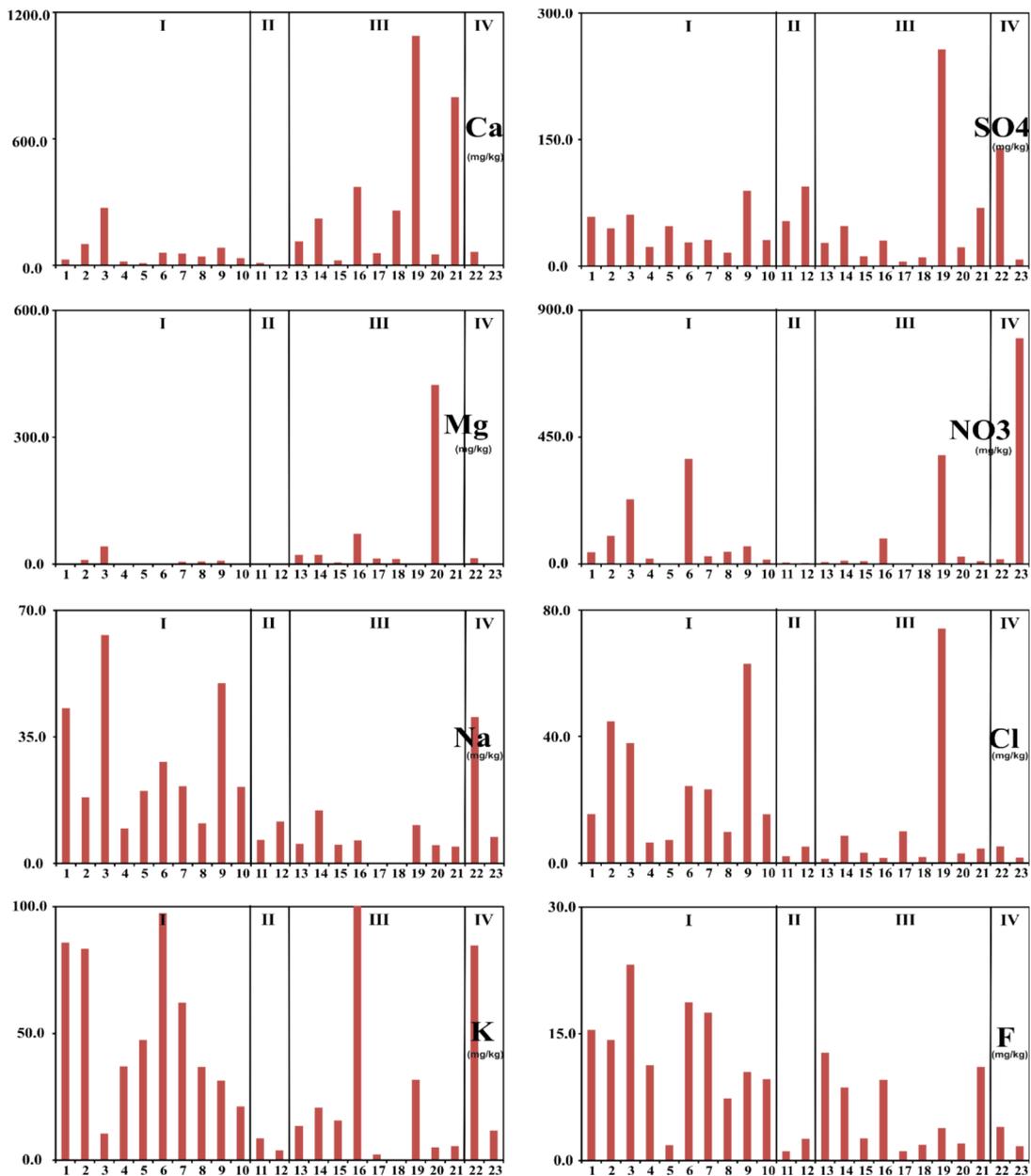
Mg concentrations in arable areas range between 0.0 and 42.1 mg/kg, while the soil cover of the forested areas in this region is Mg free. On the other hand, man made materials have a Mg range extends between 0.0 and 423.9 mg/kg. Finally, Mudstone has Mg content of 14.5 mg/kg, while the sandstone is free of Mg.

### **Sulfate, S04**

Arable areas has sulfate concentrations range between 15.9 and 89.2 mg/kg, while forested areas have a S04 extent of (53.2-94.2) mg/kg. Man-made materials posses the most extended S04 range (5.6-257.1) mg/kg. Conversely, Mudstone deposits have larger sulfate concentrations (140.1mg/kg) in comparison with sandstone deposits (7.6 mg/kg).

### **Nitrate, N03**

The nitrate content of soil in arable areas ranges between 15.4 and 372.9 mg/kg, while, soil of forested areas has nitrate content ranges between 5.4 and 3.9 mg/kg. On the other hand, man-made materials have nitrate contents extend between 0.0 and 386.2 mg/kg. Rock samples have N03 values of 17.2 mg/kg in sandstone and 800.3 mg/kg in mudstone.



**Fig. 6:** The results of chemical analysis of the eluates resulting from the batch tests.

### Chloride, Cl

Cl contents in the soil of the arable areas extended between 6.4 and 62.9 mg/kg, while the forested areas have smaller contents in comparison with arable areas. The Cl contents in this group are ranging between (2.2 - 5.2mg/kg). In contrast, man-made materials have Cl concentrations that range between 1.3 and 74.2 mg/kg. Finally, mudstone has a Cl content of 5.3 mg/kg, while sandstone has a content of 1.7 mg/kg.

## Fluoride, F

F contents in arable areas ranging between 1.8 and 23.2 mg/kg, while its contents in forested areas range between 1.1 and 2.6 mg/kg. The Man-made materials have F concentrations range between 1.1 and 12.8 mg/kg. Rock samples have F content of 4.0 mg/kg in mudstone and 1.7 mg/kg in sandstone.

## 5. Discussions and conclusions

The south of Bochum is characterized by a complex land use variety, representing by forests, pasture-grasslands (rural features), and residential-industry areas (urban features).

topsoil samples were collected from the topsoil horizons (0 up to 40 cm depth), while man-made materials (including backfilling, constructions, construction waste and mine waste materials) were collected from the study area to investigate the impact of land use/land cover variety on the chemical contents in the soil covers in this region.

The collected samples were subjected to extraction batch test, pH and carbonate tests were performed on the collected samples to determine the Calcium Ca, Magnesium, Mg, Potassium K, Sodium, Na, Chloride Cl, Sulfate SO<sub>4</sub>, Nitrate NO<sub>3</sub>, Fluoride F and carbonate CO<sub>3</sub> contents.

The results show that the soil of the forested areas is acidic and associated with very low contents of Ca, Mg, Na, K, NO<sub>3</sub>, Cl, CO<sub>3</sub> and F and high contents of SO<sub>4</sub>. In the contrary, the soil samples of the arable areas show weak acidic to neutral conditions that associated with higher contents of Ca, Mg, Na, K, Cl, NO<sub>3</sub>, CO<sub>3</sub> and F and lower contents of SO<sub>4</sub> in comparison with the forested areas.

The samples of the man-made materials show higher contents of Ca and Mg and lower contents of Na in comparison with the soil of the arable areas and the soil of the forested areas. Generally, K contents in this group are greater than the contents in the forested soil and smaller than the contents in the arable soil. An exception was found in the concrete sample, which has very high K content. Identical case has been shown by Cl and NO<sub>3</sub>, while F shows a similar case of Na, which is represented by F contents greater than the contents of the forested soil and smaller than the contents of the arable soil.

The soil covers of the forested areas in this region haven't been subjected to reclaim operations. Therefore, geochemical and biological processes are the major agents in the evolution of the chemical composition of the soil covers in the forested areas (Alhamed, 2014a; Alhamed, 2014b, Alhamed, 2015), which are represented by low contents of nutrients except sulfate. The geochemical and the biological processes should also contribute in developing the soil covers in arable areas. But the anthropogenic activities, represented by

reclamation and fertilization, are the main agents responsible for the very high concentrations of nutrients in the soil of arable areas (Alhamed, 2014b, Alhamed 2015).

The man-made materials, which have anthropogenic sources, control the chemical compositions of the urban soils, which represent by high contents of chemical elements. This is because these materials make the urban soil (Sauerwein, 2005).

Finally, the chemical contents of the soil of arable and urban areas, which are controlled by anthropogenic processes, have highly spatial variations and more wider extents compared to natural soils. So land use/land cover has a significant role in the development of the chemical contents of soil covers, where the human activities lead to significant changes in the soil chemistry, which represented by increasing the chemical contents in the anthropogenic-affected soil compared to natural one. In addition, these activities increase the spatial variations of the chemical contents in the anthropogenic-affected soil

### **Acknowledgement**

The author is indebted to the Damascus University for granting the research scholarship. The Department of Applied Hydrogeology of the Ruhr University Bochum is highly appreciated for performing the laboratory tests. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

### **References**

- Alhamed M (2014a) prognosis of the surface water and groundwater balance of the Lottenbachtal, Bochum, Germany. PhD thesis. Faculty of Geoscience, Ruhr University Bochum.
- Alhamed M (2014b) The hydrological and the hydrogeological framework of the Lottenbachtal, Bochum, Germany. Applied Water Science. DOI 10.1007/s13201-014-0247-x.
- Alhamed M (2015) Identification of geochemical processes controlling the neutralization of abandoned coal mine drainage using integration of geochemical modelling, geochemical analysis, and batch test: an example from the south of Bochum, Germany. Arab J Geosci. DOI 10.1007/s12517-015-1830-7.
- Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen GLA-NRW, (1988): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000, Erläuterungen zu Blatt 4509 Bochum, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld, 130 S.
- Geologisches Landesamt Nordrhein Westfalen GLA-NRWa, (1988): Geologische Karte von NordrheinWestfalen 1:25000, 4509. Bochum, 2. Aufl. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- Grudzielanek, M., Steinrücke, M., Eggenstein, J., Holmgren, D., Ahlemann, D. and Zimmermann, B. (2011): Das Klima in Bochum, Über 100 Jahre stadtklimatologische Messungen. Geologe Journal, 1: 34-42.

- DIN 19682-13, (2009). Bodenbeschaffenheit - Felduntersuchungen - Teil 13: Bestimmung der Carbonate, der Sulfide, des pH-Wertes und der Eisen(II)-Ionen.-DIN Deutsches Institute für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin, 32 S.
- DIN EN 12457-2, (2003): Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungs-Untersuchung für die Auslaugung von Körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 2:Einstufiges Schüttelverfahren mit einem.-DIN Deutsches Institute für Normung, Beuth Verlag GmbH. Berlin. 32 S.
- DIN ISO 1126, (1997). Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Spezifischen Elektrischen Leitfähigkeit. Beuth Verlag GmbH, Berlin, 4 S. Title (English): Soil Quality -Determination of the Specific Electrical Conductivity.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen LAVUV, (2010): Klima und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen-Daten und Hintergründe.Fachbericht 27, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen: 60 S. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen-/fachberichte/fabe27/fabe27KW.pdf>.
- Littke, R., Malmsheimer, K. W., Mensink, H. and Rautenschlein, M. (1986): Die Geologie im Gebiet des Kemnader Sees südlich Bochum. Bochum: Hrsg. vom Institut für Geologie der Ruhr- Universität Bochum.
- Sauerwein M (2005) Urbane Bodenlandschaften: Eigenschaften, Funktionen und Stoffhaushalt der siedlungsbeeinflussten Pedosphäre im Geoökosystem.H abilitationsschrift. Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Viebahn-Sell (2006): Immissionsbetrachtung der Einleitungen in den Lottenbach, Phase I Gewässer- ökologische Bestandaufnahme und Bewertung. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Tiefbauamtes der Stadt Bochum, Stadt Bochum, Tiefbauamt, Bochum: 85 p.

# Investigate the Generation of Acid Mine Drainage in the Abandoned Coal Mine Fields Located in South of Bochum, Germany

Mohammad Alhamed<sup>1</sup>, Frank Wisotzky<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Department of Geology, Damascus University*

<sup>21</sup>*Department of Geology, Ruhr University of Bochum*

## 1. Introduction

Acid Mine drainage (AMD) is a very popular environmental problem that is normally associated many abandoned coal mines (Webba and Sasowsky 1994). This problem arises when the iron sulfide minerals, which associate the coal deposits, oxidate by the reaction with water and the atmospheric oxygen after closing the mines (Evangelou and Zhang 1995, Blowes et al, 2003 and WCI 2005). The AMD has a negative impact on health and the environment (Singh 1987, Drever 1997 and Jennings et al 2008). These threats are related to the low pH, the higher total dissolved solids, the high concentrations of heavy metals and the total suspended solids (Tiwary 2001 and Johnson 2003).

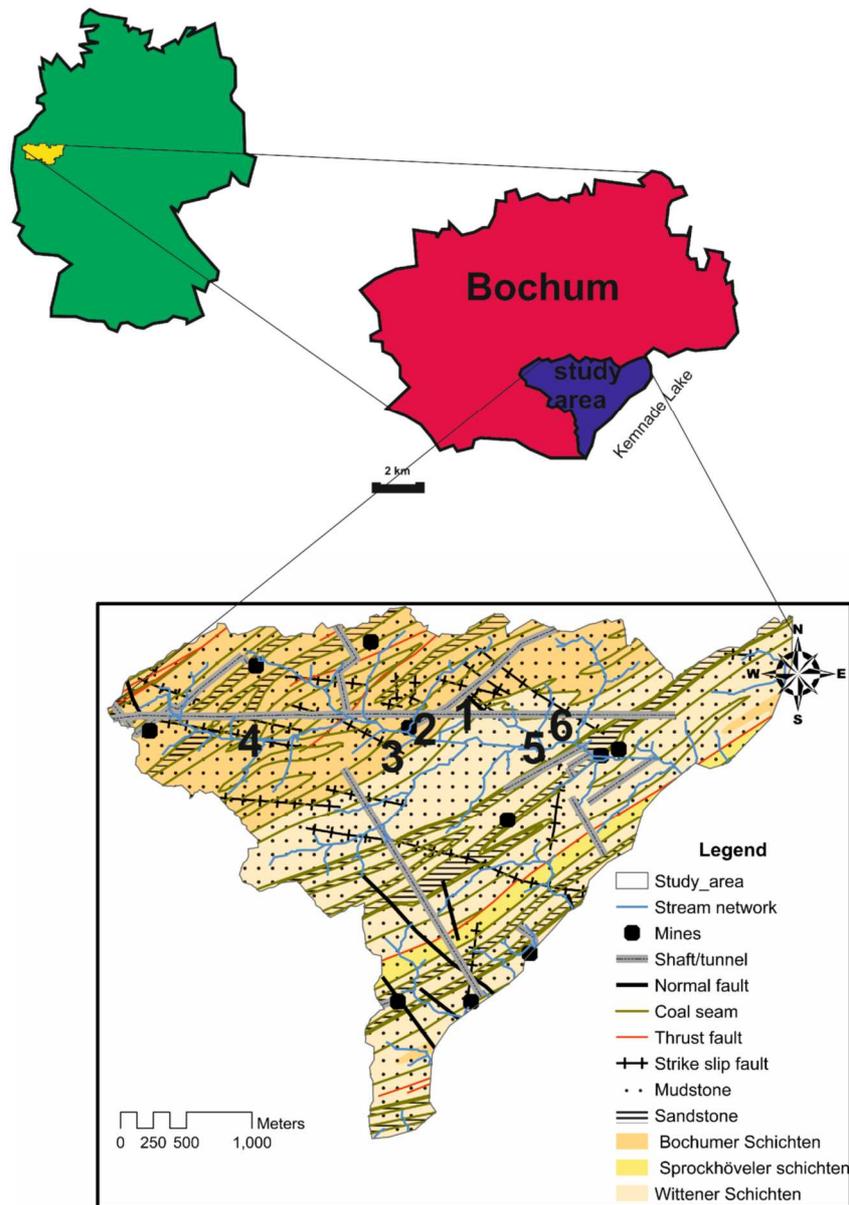
Many abandoned coal mines of the Ruhrkarbon deposits are situated in the south of Bochum. These mines were constructed between the 17<sup>th</sup> and 20<sup>th</sup> centuries (Hermann and Hermann 2008). Coal was extracted by using horizontal, inclined and vertical exploiting shafts, while deep mining operations in this area were conducted only at the beginning of the 20<sup>th</sup> century, after the invention of steam engines (Huske 2006). On the other hand, dewatering adits and shafts were also constructed to expedite the extraction operations and to get rid of mines sinking (Hermann and Hermann 2008).

Large amounts of coal were extracted from this area. The extracted coal was shipped through the Ruhr, while the mining wastes that resulted during mining operations were dumped near the shafts and the collieries (GLA-NRW 1988). Coal mining in this area was going on until the earlier of the 20<sup>th</sup> century. So, the last mining activities in the Lottental were suspended in 1961 with the closure of the Klosterbusch mine. The mines were either sealed or backfilled (GLA-NRW 1988).

The aim of this study is investigating the generation of acid mine drainage and evaluate its impact on the water quality.

## 2. Study area

The study area is an abandoned coal mine field, located in the south of Bochum Fig. 1. This area consists of the Upper Carboniferous deposits that consist of mudstone, sandstone and coal seams. These deposits are covered by a thin cover of loam deposits (GLA-NRW 1988).



**Fig 1:** Location map of the study area, including the geological units, the lithological units, the tectonic features, and the abandoned coal mines and their infrastructures (geological map was modified after (modified after GLA-NRWa 1988); abandoned coal mines were modified after (Tiedt 2009)).

### 3. Materials and Methods

Water samples were collected during October 2010 from six well-known mining sites including a mine shaft (sample 1 and 2), mining affected shallow groundwater located in down-gradient of abandoned coal mine (sample 3), affected streams (samples 5) and an open pit lake (sample 6). Sample 4 represents an urban drainage system of a residential area that constructed above many abandoned mines. Simultaneously, the physico-chemical parameter (pH) was measured at the sampling points in the field by using a portable pH meter. The pH meter was calibrated before the measurements by using standard solutions.

Concentrations of sulfate, and ferrous iron were measured in the collected samples. The hydrochemical tests were performed in the laboratories of the Ruhr University Bochum.

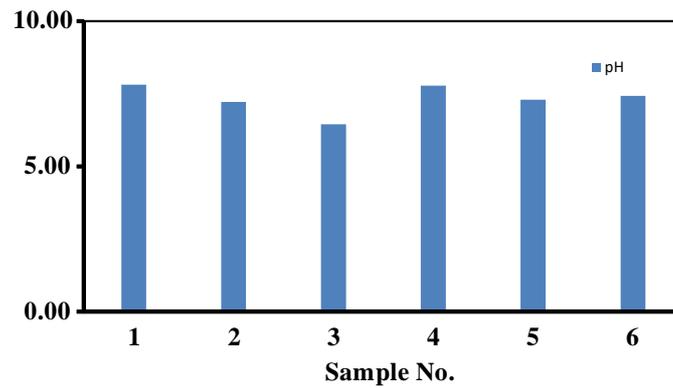
### 4. Results

The results were listed in MS-Office spreadsheets (Tab. 1) and plotted on charts as series plots (Fig. 2 and Fig. 3).

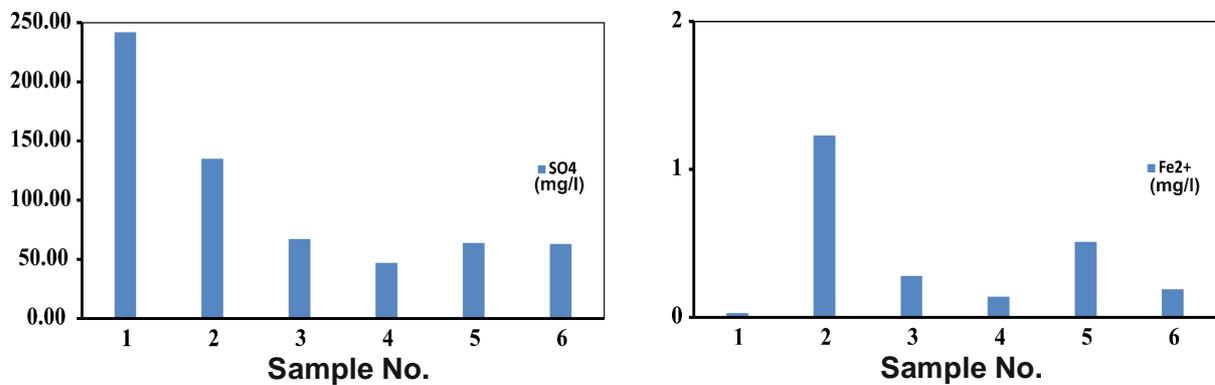
Tab.1: The results of pH measurements and hydrochemical tests, performed on the water samples collected from the study area)

Sample No.	pH	SO <sub>4</sub> mg/l	Fe <sup>2+</sup> mg/l
1	7.81	242.00	0.03
2	7.22	135.00	1.23
3	6.45	67.30	0.28
4	7.78	47.00	0.14
5	7.30	63.80	0.51
6	7.43	63.00	0.19

The pH values in the collected samples range between 6.45 and 7.81, that indicating weak acidic to neutral conditions. These conditions were associated with SO<sub>4</sub> concentrations range between 47 and 242 mg/l, and Fe<sup>2+</sup> concentrations range between 0.03 and 1.23 (mg/l).

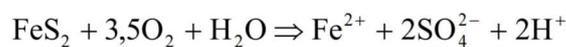


**Fig. 2:** The results of pH measurements measured at the sampling points during the field trip in October 2010.



**Fig. 3:** The concentrations of  $SO_4^{2-}$  and  $Fe^{2+}$  measured in the collected samples.

The presence of  $Fe^{2+}$  and  $SO_4^{2-}$  in the collected samples, is an indicator of the oxidations of iron sulfide minerals. The oxidation of these minerals could be described in the following general equation (Wisotzky 2004; Wisotzky 2011):



According to the International Network for Acid Prevention (INAP, 2009) classification, the acid mine drainage is not existed in this area. This is because the pH value in this area is higher than 6. On the other hand, according to the  $SO_4^{2-}$  concentrations, which has a value less than 1000 mg/l, the abandoned coal mine drainage in this area could be classified as neutral mine drainage (NMD). The generation of NMD is normally related to the presence of neutralizing minerals in the hosted rocks. These minerals normally increase the pH

value of the mine drainage (INAP, 2009). So, the development of the abandoned coal mine drainage in this area can be described as follows; the reaction of iron sulfide minerals, which present in the remaining coal deposits, tailing, and waste rock stockpiles, generates acid mine drainage. But the existing of neutralizing minerals and their reactions with the generated acid mine drainage increase the alkalinity of the AMD and replace it by NMD.

## 5. Conclusions

The generation of acid mine drainage was investigated in the Abandoned Coal Mine Fields Located in South of Bochum. pH, sulphate, and iron were measured in selected sampling points located in the surroundings of the abandoned coal mines. The presence of  $\text{Fe}^{2+}$  was a significant indicator of the oxidation of pyrite and Marcasite, which generate the AMD. But the neutral pH values in most of samples refuted the expectations of the presence of AMD in this region. This is because that the generated AMD were transformed into NMD. This situation resulted from the reaction of AMD with neutralizing minerals that may be present within the oxidation zones of the sulfide minerals or long the flow-paths.

## Acknowledgement

The author is indebted to the Damascus University for granting the research scholarship. The Department of Applied Hydrogeology of the Ruhr University Bochum is highly appreciated for performing the laboratory tests. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

## References

- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L. and Weisener, C. G. (2003). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. *J Treatise on Geochemistry*, 9, 149-204. ISBN 0-08-043751-6.
- Evangelou, V. P. and Zhang, Y. L. (1995). A review: Pyrite Oxidation Mechanisms and Acid Mine Drainage Prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2), 141-199.
- Drever, J. I. (1997). *The Geochemistry of Natural Waters: Surface and Groundwater Environments*. 3rd Edition, Prentice Hall, New Jersey. 436 p. ISBN: 0132727900 / 0-13-272790-0.
- Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen GLA-NRW (1988) Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000, Erläuterungen zu Blatt 4509 Bochum, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- Geologisches Landesamt Nordrhein Westfalen GLA-NRW, a. (1988). Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000, 4509. Bochum, 2. Aufl. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen. Krefeld.

- Hermann, W. and Hermann, G. (2008). Die alten Zechen an der Ruhr, Die Blauen Bücher . 328 p. ISBN 3784569943/9783784569949.
- Huske, J. (2006). Die Steinkohlenzechen im Ruhrrevier: Daten und Fakten von den Anfängen bis 1986, 3rd Edition, Deutsches Bergbau-Museum, Bochum. ISBN: 978-3-937203-24-9.
- International Network for Acid Prevention INAP (2009). The Global Acid Rock Drainage Guide. Available at <http://www.gardguide.com>.
- Jennings, S. R., Neuman, D. R. and Blicher, S. P. (2008). A Review: Acid Mine Drainage and Effects on Fish Health and Ecology. Reclamation Research Group Publication, Bozeman.
- Johnson, D. (2003). Chemical and Microbiological Characteristics of Mineral Spoils and Drainage Waters at Abandoned Coal and Metal Mines. *Water, Air & Soil Pollution: Focus*, 3(1), 47–66.
- Singh, G. (1987). Mine water quality deterioration due to acid mine drainage. *Mine Water and the Environment*, 6(1), 49-61.
- Tiedt, M. (2009). Retrieved from Der frühe Bergbau an der Ruhr, Online source. available online at ([www.ruhrkohlenrevier.de/intro.html](http://www.ruhrkohlenrevier.de/intro.html)).
- Tiwary, R. (2001). Environmental Impact of Coal Mining on Water Regime and its Management. *Water, Air & Soil Pollution*, 132(1), 185-199, DOI: 10.1023/A:1012083519667.
- Webba, J. A. and Sasowsky, I. D. (1994). The Interaction of Acid Mine Drainage with a Carbonate terrane: Evidence from the Obey River, north-central Tennessee. *Journal of Hydrology*, 161(1-4), 327–346.
- Wisotzky, F. (2004). Mitigation of Acid Mine Drainage Problems by Addition of Limestone at the Rhineland Lignite Mining Area (Germany). In Merkel, B., Schaeben, H. Wolkersdorfer, C. H. and Hasche, A. [Hrsg.]: *Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der TU Freiberg – Treatment Technologies for Mining Impacted Water*, 25, 167-173, Freiberg/Sachsen.
- Wisotzky, F. (2011). *Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung*, Springer, Berlin. 449 p.
- World Coal Institute WCI (2005). *The Coal Resource, A Comprehensive Overview Of Coal*. World Coal Institute, London. 48 p.

# Historische Entwässerungsmaßnahmen im Soonwald und ihre Folgen

Michael Tempel, Jörn Schultheiß & Timo Leidinger

*Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Abteilung Geographie*

## 1. Einleitung

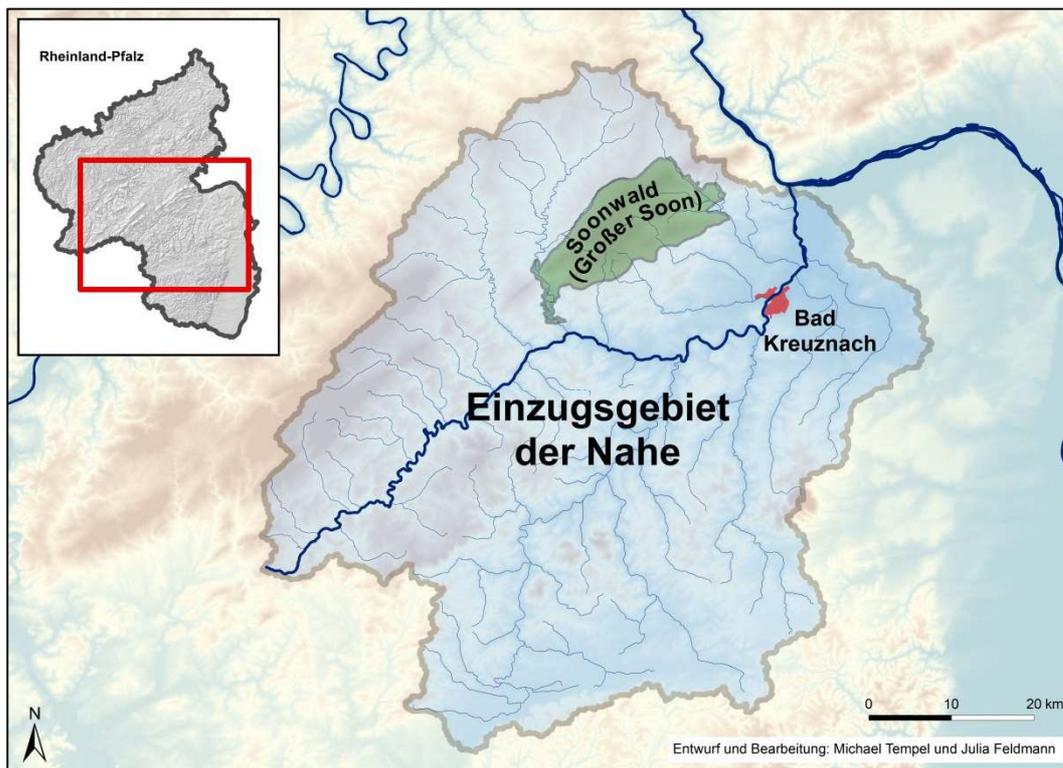
Der am Südrand des Rheinischen Schiefergebirges gelegene Soonwald stellt heute eine reine Kulturlandschaft mit weitgehend forstlicher Nutzung dar. Seine anthropogene Überprägung umfasst neben der Bestockung mit forstlichen Nutzhölzern auch ein dichtes Netz von Entwässerungsgräben als Begleiterscheinung der forstlichen Nutzung. Diese wurden seit dem ausgehenden 18. Jahrhundert angelegt, um staunässebeeinflusste Hanglagen mit ökonomisch vorteilhaften Baumarten zu bestocken. Die noch heute im Gelände sichtbaren Strukturen wirken, ebenso wie die begleitenden Gräben des forstlichen Wegenetzes, stark modifizierend auf die Abflussgenese im Soonwald und beeinflussen somit auch den Abflussgang der Nahe, dem Vorfluter der Soonwaldbäche.

Im Rahmen der vorgestellten Untersuchung wird, im Sinne einer komplexen Mensch-Umwelt-Interaktion, ein Wirkungsgefüge erstellt, das im Kern den Zusammenhang zwischen den anthropogenen Eingriffen im Soonwald und deren Auswirkungen auf die Hochwassergefahr an der Nahe aufzeigt. Dies umfasst auch die weitergehenden gesellschaftlichen Auswirkungen einschließlich der Rückkopplungseffekte auf die Bewirtschaftung der Soonwaldflächen.

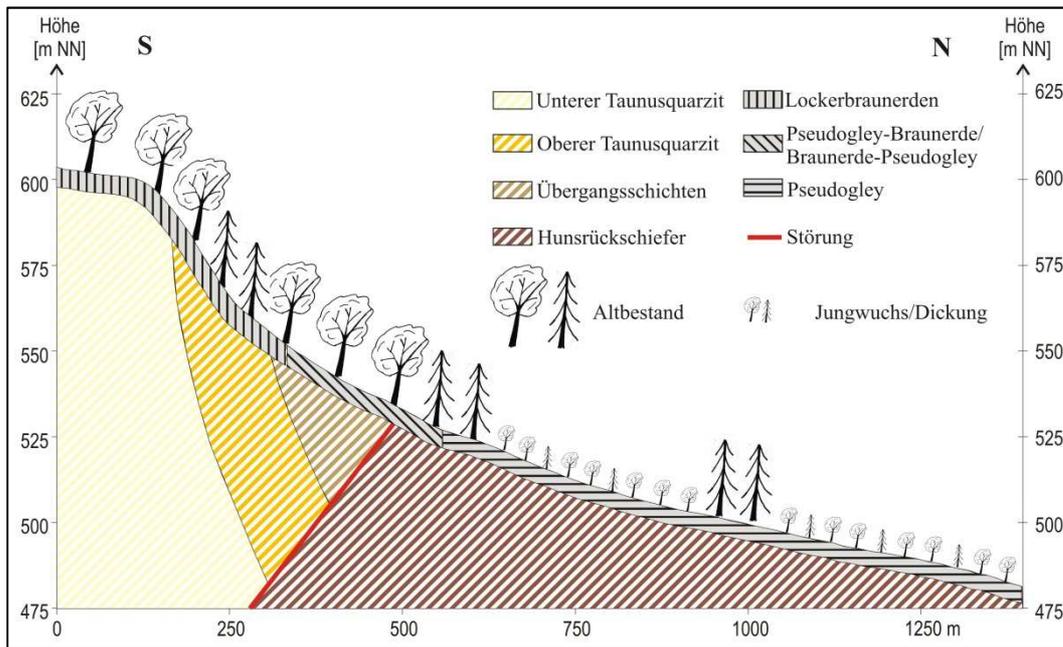
## 2. Untersuchungsgebiet

Sowohl der Soonwald als auch die Stadt Bad Kreuznach sind im Einzugsgebiet der Nahe gelegen (vgl. Abb. 1), das eine Fläche von 4.065 km<sup>2</sup> umfasst und bei einer Gesamtlänge der Nahe von 125 km eine annähernd kreisrunde Form aufweist. Der weitaus größte Teil der Einzugsgebietsfläche ist den Naturräumen des Saar-Nahe-Berglandes und des Hunsrücks zuzuordnen. Kleinere Areale entfallen auf das Nördliche Oberrheintiefland, das Haardtgebirge und das Pfälzisch-Saarländische Muschelkalkgebiet. Der Anteil forstlicher Flächen im Einzugsgebiet liegt mit insgesamt 38 % ca. 6 % über dem deutschlandweiten Mittel (BMEL 2014).

Auf den im Südosten des Hunsrücks gelegenen zentralen Soonwald, den Großen Soon, entfallen mit 192 km<sup>2</sup> ca. 4,7 % der Fläche des Naheeingungsgebietes. Die heute fast ausschließlich forstwirtschaftlich genutzte Region ist in drei parallel verlaufende, NE–SW streichende Käme mit dazwischen liegenden Muldentälern gegliedert. Der Große Soon erstreckt sich von ca. 180 m ü. NN am südwestlichen Rand bis 657 m ü. NN auf dem Ellerspring. Geologisch dominieren vor allem Quarzite (Taunusquarzit), welche die Härtlingszüge ausbilden, und Tonschiefer (Hunsrückschiefer) in den Muldenlagen (vgl. Abb. 2). Während die klüftigen Quarzite eine durchaus nennenswerte Grundwasserführung aufweisen, sind die Tonschiefer durch eine äußerst geringe Permeabilität gekennzeichnet und besitzen keinen ausgeprägten Grundwasserkörper (Martin 1980). Im Laufe des Pleistozäns haben sich auf den Resten der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke in Folge solifluidaler Prozesse periglaziale Deckschichten ausgebildet, die eine talwärtige Verschleppung des geologischen Ausgangssubstrates bewirken und so den Bodenaufbau, den Vegetationsbestand sowie die resultierenden Prozesse der Abflussgenese im Soonwald in entscheidender Weise beeinflussen (Tempel 2006).



**Abb. 1:** Soonwald und Stadt Bad Kreuznach im Einzugsgebiet der Nahe (Tempel & Feldmann 2016, verändert)

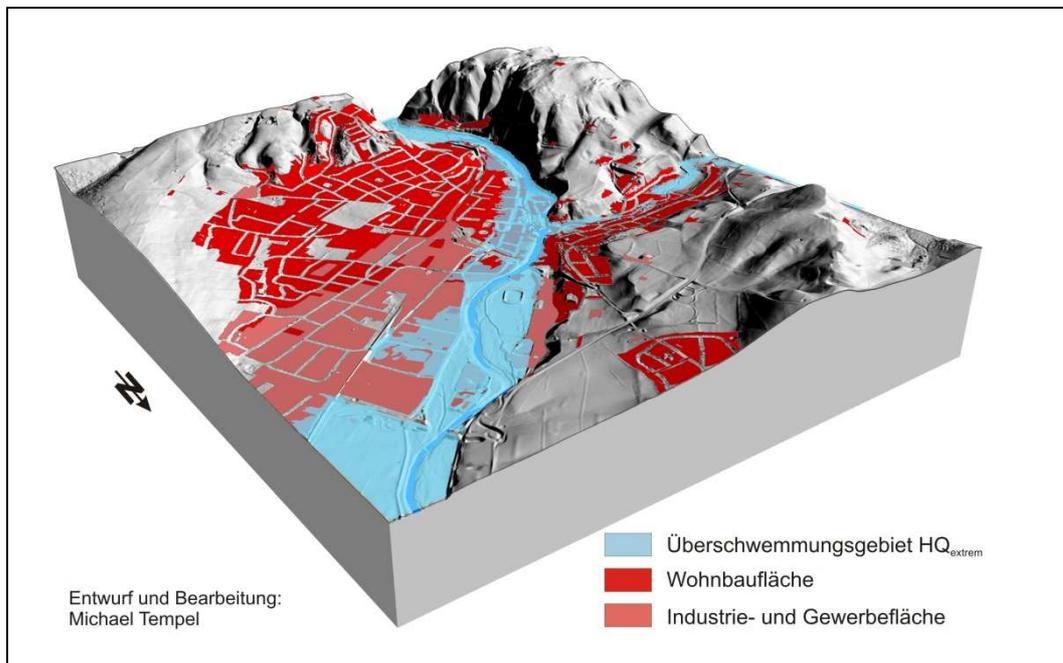


**Abb. 2:** Halbschematischer Schnitt durch einen exemplarischen Soonwaldhang (Tempel 2006)

Als vorherrschende Bodentypen treten im Soonwald (Locker-)Braunerden auf den Kammlagen und an den Oberhängen auf, die sukzessive über Pseudogley-Braunerden und Braunerde-Pseudogleye am Mittelhang in Pseudogleye (z. T. Stagnogleye) an den Unterhängen übergehen (vgl. Abb. 2). Bei den stauwassergeprägten Böden nimmt die Mächtigkeit des wasserführenden Horizontes zu den Tallagen ab, sodass sich der Staukörper bis zu 30 cm an die Geländeoberkante annähert (Tempel 2006).

Die am Unterlauf der Nahe gelegene Stadt Bad Kreuznach weist heute eine Bevölkerung von ca. 49.000 Einwohnern auf (Statistisches Landesamt RLP 2016) und ist, wie auch die übrigen Anliegerstädte der Nahe, seit jeher von Hochwasserereignissen betroffen. Erste schriftliche Aufzeichnungen berichten über die „große Wasserflut“ im Jahr 1458 (Zapp 2004). Besonders schwere Hochwasserereignisse sind neben 1458 u.a. für die Jahre 1652, 1663, 1725, 1844, 1918, 1948, 1981, 1993 und 1995 dokumentiert (vgl. Ebbeke 2004, Zapp 2004 und o.J., Peil 2009). Die enorme Hochwassergefahr für die Stadt Bad Kreuznach geht dabei nicht ausschließlich von der Nahe selbst und ihren Zuflüssen flussaufwärts aus, sondern auch vom Ellerbach, der in Bad Kreuznach in die Nahe mündet, und dem ihm tributären Gräfenbach, die beide im Soonwald entspringen (vgl. Abb. 1). Dass sich die Naturereignisse dabei zu Naturkatastrophen ausweiten können, ist auch auf die sukzessive Besiedlung der Naheniederung zurückzuführen. Mit dem zunehmenden Bevölkerungsdruck seit Beginn des 19. Jahrhunderts hat sich die Wohn- und Gewerbefläche Bad Kreuznachs mehr als vervierzigfacht, wodurch

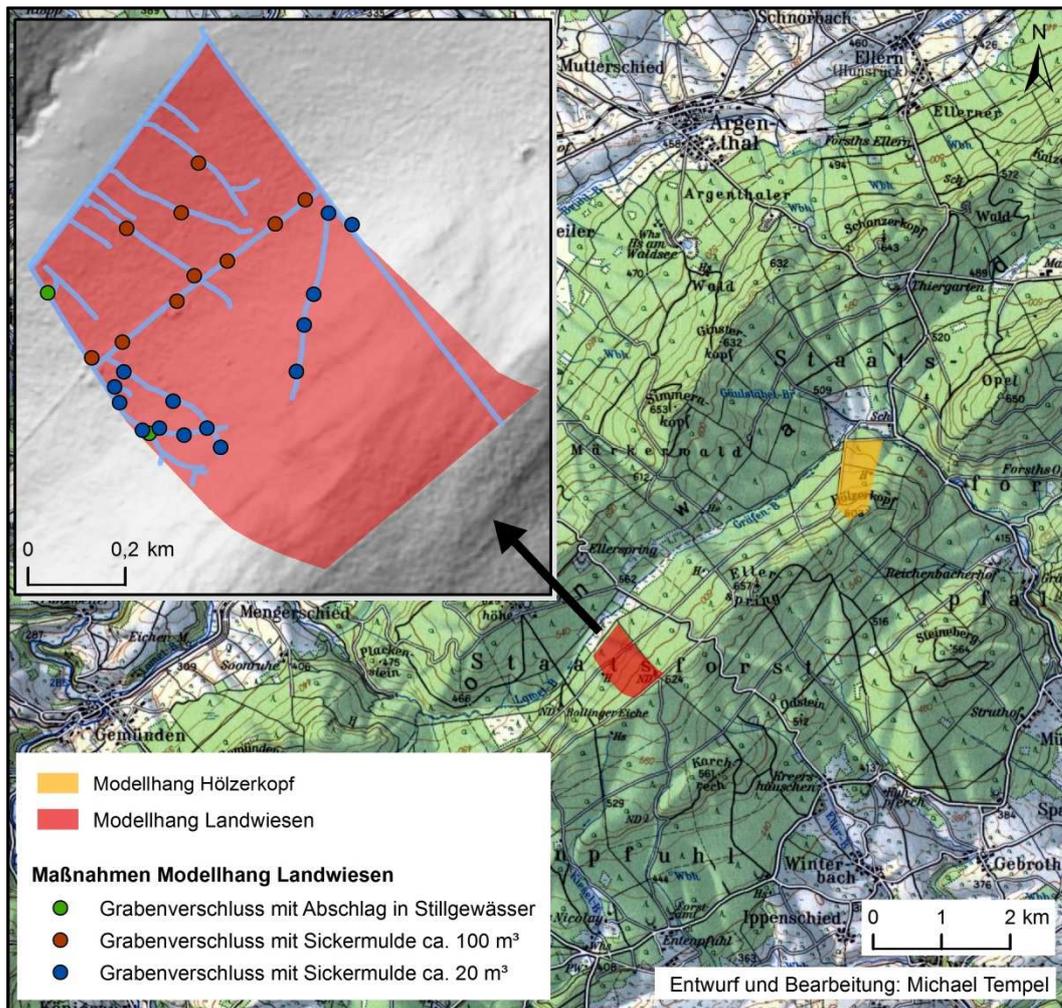
auch die Überschwemmungsflächen der Nahe mehr und mehr zum Siedlungsraum wurden. Während heute über 6.500 Menschen (Stadt Bad Kreuznach et al. 2011) bzw. 90 ha Wohn- und Gewerbefläche der Bad Kreuznacher Kernstadt durch extreme Hochwasserereignisse (HQ<sub>extrem</sub>; Pegelstand der Nahe bei Bad Kreuznach ca. 1.000 cm) bedroht sind (vgl. Abb. 3), waren es im Jahr 1811 lediglich 14,5 ha.



**Abb. 3:** Überschwemmungsgebiet der Stadt Bad Kreuznach (Kernstadt) bei extremem Hochwasser (HQ<sub>extrem</sub>; Datenquelle: LVerGeo RLP 2013 und MUFV RLP 2011)

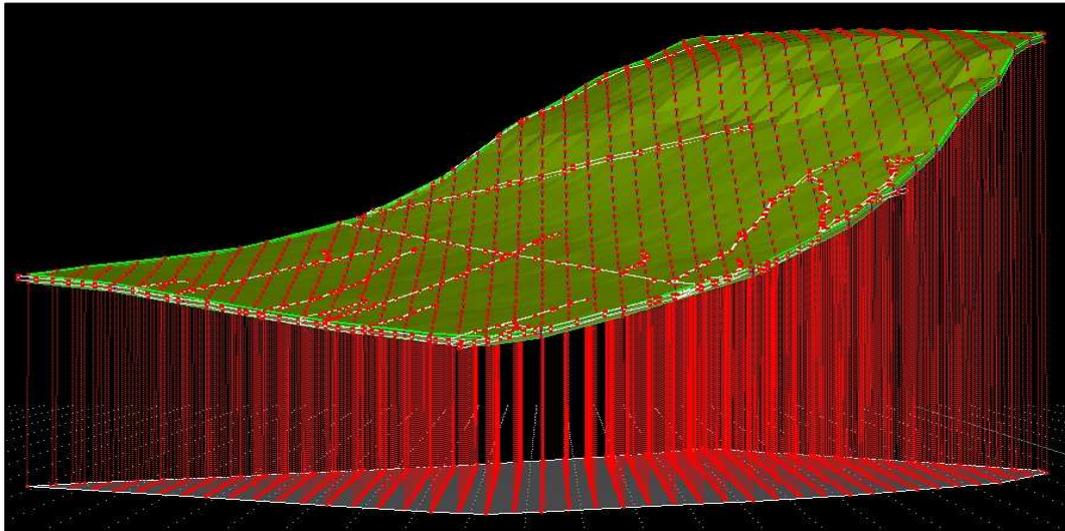
### 3. Methoden

Seit dem Jahr 1999 erfolgt in zwei Teileinzugsgebieten der Nahe im Soonwald sowie an zwei Modellhängen eine qualitative und quantitative Erfassung der hydrologischer Prozesse und die Aufnahme der hydrologisch relevanten Gebietsausstattung. Zu diesem Zweck wurden u. a. 12 elektronische Pegelanlagen installiert, die eine quasi-kontinuierliche Erfassung des Gebietsabflusses aus den Testgebieten ermöglichen. Die historische Entstehung der Entwässerungsgräben wurde anhand historischer Akten und Karten analysiert und ihre heutige Ausdehnung mittels Fernerkundung und Geländekartierungen aufgenommen. An einem der beiden Modellhänge (Modellhang Landwiesen) wurden die Entwässerungsgräben in Zusammenarbeit mit dem EU LIFE-Naturprojekt „Entwicklung von Feucht- und Nasswäldern im Soonwald“ (Koordinator: Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz) von Ende November bis Anfang Dezember 2014 mit Querabschlägen in Sickermulden versehen, um die kanalisiert Abflüsse in die Fläche zu reinfiltrieren. Abbildung 4 zeigt die Lage der Modellhänge sowie die Maßnahmen am wiedervernässten Hang.

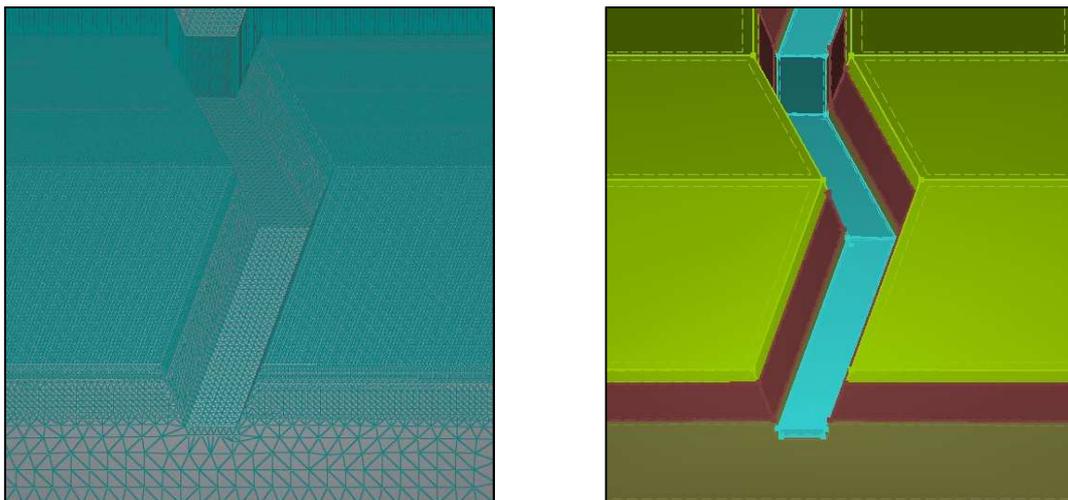


**Abb. 4:** Lage der beiden Vergleichshänge im Soonwald und Wiedervernässungsmaßnahmen am Modellhang Landwiesen im Überblick (Kartengrundlage: LVerGeo RLP 1984)

Vergleichende Felduntersuchungen an den beiden Modellhängen ermöglichen so eine Quantifizierung des Einflusses der Entwässerungsstrukturen auf das Abflussgeschehen. Ergänzend zu den Felduntersuchungen wird der Einfluss der historischen Entwässerungsgräben auf das Abflussgeschehen des Modellhangs Landwiesen mithilfe des computergestützten Finite-Elemente-Modells Hydrus 3D analysiert (vgl. Abb. 5), das die Bodenwasserbewegungen prozessorientiert in allen drei Raumdimensionen auf Basis der Richards-Gleichung nachbildet. Der Einfluss der Entwässerungsgräben auf den Abflussgang wird durch die Simulation unterschiedlicher Niederschlagsereignisse (Starkregenereignisse, Landregen) in Kombination mit unterschiedlichen Bodenvorfeuchten analysiert. Dabei werden jeweils drei Szenarien miteinander verglichen: mit Entwässerungsgräben (vgl. Abb. 6), ohne Entwässerungsgräben sowie bei Verfüllung der Gräben mit spezifischem Bodenmaterial.



**Abb. 5:** Aufbau des Modellhangs (Bodenmatrix) mit Entwässerungsgräben in Hydrus 3D (5-fach überhöht)



**Abb. 6:** Finite Elemente eines Ausschnitts der modellierten Domain (links) und identischer Ausschnitt mit Bodenhorizonten sowie Bedeckung der Grabensohle mit hochleitfähigem Material (hellblau), um schnellen Abfluss in den Gräben zu simulieren (rechts)

#### 4. Historischer Entwicklung und heutige Verteilung des Entwässerungsgrabennetzes im Soonwald

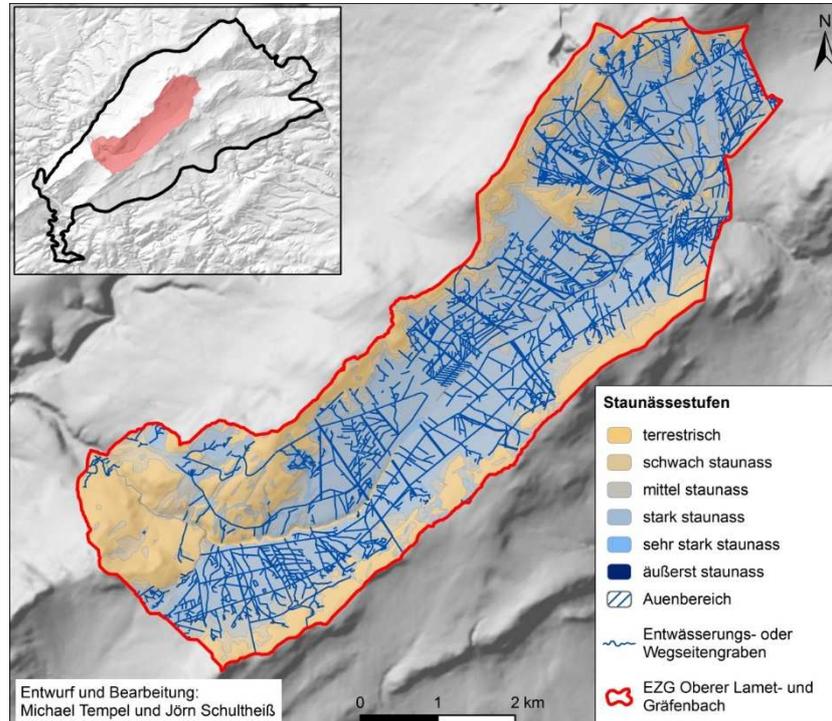
Durch durch immer stärker werdende menschliche Nutzung in Kombination mit fehlender forstlicher Pflege wies der Soonwald während des 18. Jahrhunderts einen schlechten forstlichen Zustand auf. Immer häufigere Holznöte führten letztlich dazu, dass Ende des 18. Jahrhunderts (kurpfälzische Zeit) ein geordneter Waldaufbau begann. Zur Aufforstung und Bestandsverbesserung leitete der kurpfälzisch-bayerische

Forstkammerdirektor Johann Peter Kling umfassende Entwässerungen vernässter Flächen ein. Zwischen den Jahren 1784 und 1790 wurden im Soonwald mehr als 146 km Gräben aufgeworfen (Kling 1790). Im Rahmen eines Vortrages an der Pfälzischen Akademie der Wissenschaften im Jahr 1790 führte Kling aus: „Leichter als im Kaiserslauterer Reichswald war die Trockenlegung im Soonwald, weil es meist an dem erforderlichen Gefälle nicht fehlte. Mehr als 30.000 Ruthen [rund 135.000 m] an Gräben sind im Soonwald schon gezogen. Und wenn noch einige tausend Ruthen werden aufgezogen sein, so ist diese Verbesserung beendet. Ferner begann man 1786 damit, die Quellen an den Berghängen aufzufangen und abzuleiten. Die Wirkung ist ganz auffallend und erfreulich: Man sieht wieder junge Eichen und Buchen gedeihen, wo vorher die Pflanzen in Sümpfen erfroren oder vertrocknet und wo die elende Krachweide sich schon als Afterfamilie eingemischt hatte“ (nach Bauer 1962, S. 115f.). Durch die französische Annexion um 1800 erlitten die forstlichen Aufbauarbeiten zunächst zwar einen Rückschlag (Schultheiß 2014), die Entwässerung der vernässten Soonwaldflächen wurde im weiteren Verlauf der französischen Herrschaft jedoch erneut vorangetrieben, sodass im Jahr 1810 bereits mehr als 36 km Gräben neu angelegt waren (Wenzel 1810). Vermutlich wurden bis zu den Befreiungskriegen nochmals über 63 km weitere Gräben eingebracht (D'Egremont et al. 1811). Unter der folgenden preußischen Herrschaft wurden Neuaufforstungen und Maßnahmen der Forstverbesserung nochmals forciert. Die Anfertigung von Entwässerungsgräben nahm deutlich zu (Hahn 1894) und die Fichte wurde damit einhergehend zum wichtigsten Wirtschaftsbaum im Soonwald (Bauer 2007). Der Höhepunkt der Entwässerungsmaßnahmen war Mitte des 19. Jahrhunderts erreicht, als man jährlich die Anfertigung von 23 km Gräben plante. Der Erste Weltkrieg führte zu einer hohen Holzentnahme. Die nachhaltige Waldpflege konnte nicht beibehalten werden, sodass die Neuanfertigung und Säuberung von Gräben zurückging (Asmus 1916). Erst in den 1920er Jahren erfuhr der nachhaltige Waldbau im Soonwald - und damit auch die Entwässerung - wieder einen Aufschwung (Schultheiß 2014). Die Entwässerung wurde als Forstverbesserungsmaßnahme noch bis in die 1980er Jahre intensiv angewandt, die Neuanfertigung von Gräben betrug jedoch in den 1980er Jahren nur noch wenige Kilometer jährlich (mündl. Mitteilung Nagel 2014). Nach starken Windwürfen in Fichtenbeständen in den 1980er Jahren und zu Beginn der 1990er Jahre (allein Orkan Wiebke fielen im Jahr 1990 15 % der bewaldeten Fläche des Forstamtes Soonwald zum Opfer; vgl. Siegert et al. 2009) wurde die Förderung der Fichte sowie die Anfertigung und Säuberung von Entwässerungsgräben eingestellt. Die letzten Gräben wurden im Soonwald im Jahre 1998 angefertigt (schriftl. Mitteilung Closen 2014, mündl. Mitteilung Nagel 2014).

Im Soonwald wurden stets offene Entwässerungsgräben für die forstliche Trockenlegung genutzt. Drainagen und andere Entwässerungsarten spielten keine Rolle. Bis Mitte des 19. Jahrhunderts stand dabei die forstliche Nutzbarmachung vernässter Flächen im Vordergrund, ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurde vorwiegend entwässert, um die Qualität vorhandener Bestände zu erhöhen. Dabei wurde die Entwässerung vor allem für die

Einbringung der standortfremden Fichte angewandt (Kling 1790, D'Egremont 1808, Bauer 2007, mündl. Mitteilung Closen 2014). Ausgehend von der kurpfälzischen Zeit nahm die Dimension und Komplexität der Grabensysteme immer weiter zu (Schultheiß 2014). Während die Systeme zu kurpfälzischer Zeit lediglich aus einem quellbereichsumfassenden Graben und einem Ableitungsgraben bestanden (Kling 1790), wurden sie seit der französischen Zeit vorwiegend aus einem in den Vorfluter mündenden Hauptgraben mit einem verzweigten Netz abgehender Seitengräben errichtet. Diese Art der Grabensysteme wurde bis zum Ende der Entwässerungsförderung im Soonwald am häufigsten genutzt (Jaeger 1810, Schultheiß 2014).

Die Entwässerungsgräben sind auch heute noch weithin im Gelände sichtbar (vgl. Abb. 8). Vor allem Hauptgräben und Gräben in Fichtenbeständen sind besonders gut erhalten. Seitengräben und Gräben in Laubbeständen sind demgegenüber häufig mit Sediment verfüllt und zusammengefallen. Nach eigenen Kartierungen des Grabennetzes im Jahr 2015 beträgt die heutige Ausdehnung der Entwässerungsgräben in den Einzugsgebieten des oberen Lamet- und Gräfenbaches ca. 192 km. Diese werden durch ca. 103 km Wegseitengräben ergänzt, sodass sich die gesamte Grabennetzdichte auf durchschnittlich 107 lfm/ha beläuft. Die staunässebeeinflussten unteren Hangbereiche sind dabei überdurchschnittlich stark von Gräben durchzogen (vgl. Abb. 7).



**Abb. 7:** Stauässtufen und Grabennetz in den Einzugsgebieten des oberen Lamet- und Gräfenbaches (Grabennetz nach eigener Kartierung im Jahr 2015).

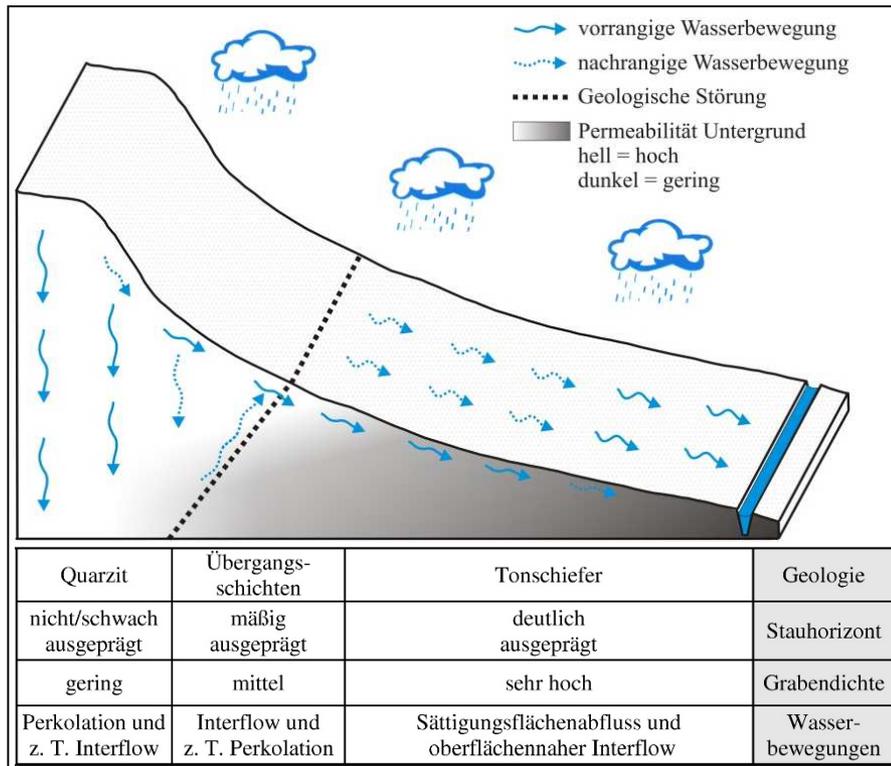


**Abb. 8:** Grabenzustand im Jahr 2015 – links: Fichtenbestand, rechts: Laubbestand (Fotos: Jörn Schultheiß).

## 5. Abflussmodifikation im Soonwald in Folge Entwässerungsgräben

In unbeeinflusstem Zustand (ohne Entwässerungsgrabennetz, vgl. Abb. 9) erfolgt nur in den oberen Hangbereichen eine nennenswerte Neubildung von Grundwasser, welches, bedingt durch den geologischen Wechsel im Untergrund, in einer Quelllinie am Mittelhang wieder als return flow zutage tritt oder als Interflow oberflächenparallel im Boden abfließt. Interflow stellt in seinen unterschiedlichen Ausprägungen als Mikro- oder Makroporenfluss zugleich den dominierenden Abflussprozess der Mittelhänge dar, während am Unterhang die Neigung zur Ausbildung von Sättigungsflächen ansteigt.

Nach Bauer (1962, S. 117) berichteten bereits die Brüder Stumm von der Gräfenbacher Eisenhütte (Soonwald) im Jahr 1788 von einer erheblichen Modifikation des Abflussganges in den Vorflutern durch die eingebrachten Entwässerungsgräben. Sie beklagten, dass „ehedem bei stärkeren Waldungen und mehreren Sümpfen das Aufschlagswasser [am Wasserrad] nicht allein stärker, sondern auch beständiger“ war. Die forstlichen Entwässerungsmaßnahmen zeigten offensichtlich schon zu Beginn ihrer Anlage eine deutliche Auswirkung auf das Abflussgeschehen. Grundsätzlich führt das Entwässerungsgrabennetz, ergänzt durch die Wegseitengräben, zu einer deutlichen Modifikation der Abflussgenese und des resultierenden Abflussganges der Vorfluter. Die häufig große Einschnitttiefe der Gräben bis zum Stauhorizont bewirkt eine fast vollständige Überführung des oberflächennahen Interflows in oberirdischen Gerinneabfluss. Dieser Prozess kann als anthropogener return flow bezeichnet werden (Tempel et al. 2011, vgl. Abb. 10).

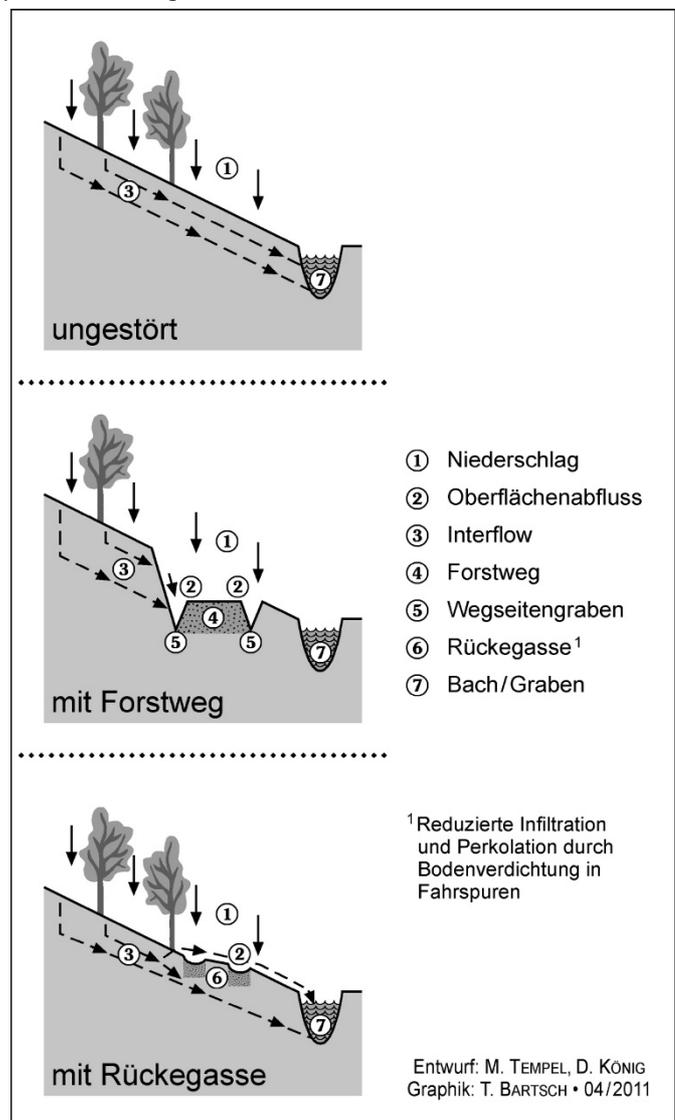


**Abb. 9:** Modell der natürlichen Abflussbildung an einem Modellhang im Soonwald (Tempel & Feldmann 2016)

Die Vernetzung der Drainagegräben bewirkt wiederum eine rasche Zuführung des oberirdischen Abflusses zum Vorfluter, woraus eine hochwasserverschärfende Wirkung resultiert. Auch Forstwege und Rückegassen tragen, vor allem unter Berücksichtigung der Wegseitengräben, zur Veränderung des Abflussgeschehens bei. Während Wege und Rückegassen durch eine Verdichtung des Bodens (vgl. beispielsweise Tempel 2006 und Zemke 2015) in erster Linie eine Zunahme des Oberflächenabflusses hervorrufen, führen Wegseitengräben (vergleichbar den Entwässerungsgräben), v.a. bei höhenlinienparalleler Weganlage, zu anthropogenem return flow. Bei ausreichender Vernetzung und direktem Anschluss an die Entwässerungsgräben besitzen sowohl die verdichteten Wege und Rückegassen selbst als auch die wegbegleitenden Gräben eine kanalisierende Wirkung und können den entstehenden oberirdischen Abfluss direkt zum Vorfluter leiten (vgl. Tempel 2006, Tempel et al. 2011).

Nur wenige, zumeist auf computergestützten hydrologischen Modellierungen basierende Studien, versuchen den Einfluss von offenen Entwässerungsgräben und Fahrwegen auf den Abflussgang zu quantifizieren. Der weit überwiegende Teil dieser Studien bezieht sich dabei entweder auf Naturräume, die nicht mit dem Rheinischen Schiefergebirge vergleichbar sind, oder Areale mit abweichender Landnutzung. Entsprechende Studien liegen z.B. von Seuna (1981), Sirin et al. (1991), Iritz et al. (1994), Ludin (1994), Dunn & Mackay (1996), Prevost

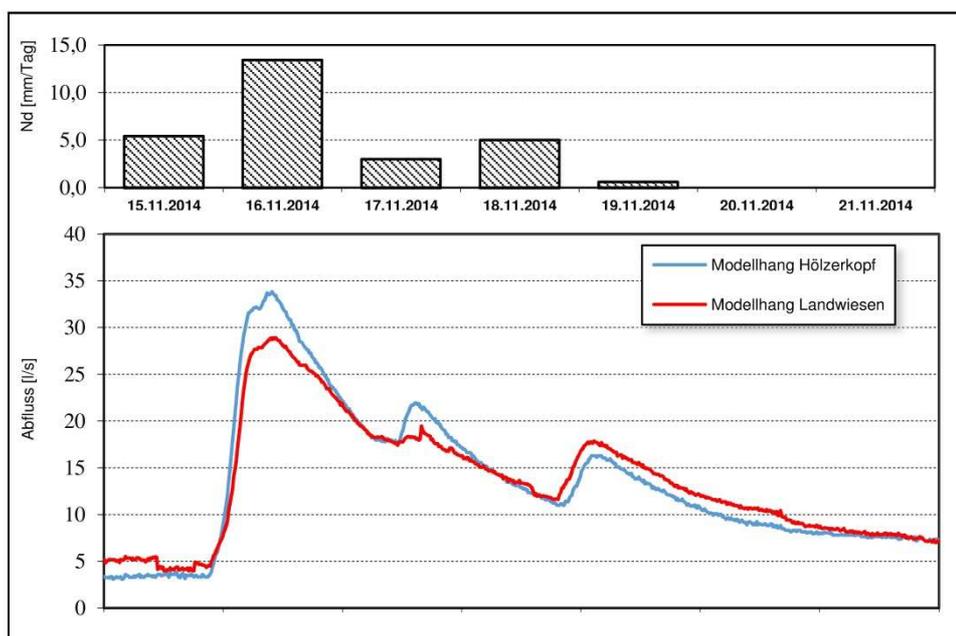
et al. (1999), Carlier & De Marsily (2004) und Ernouhou et al. (2014) vor. Wie auch Behem (2006) zusammenfasst, sind die Ergebnisse in Abhängigkeit von den Randbedingungen (Naturraum, Landnutzung, Ereignischarakteristika etc.) sehr heterogen. So werden beispielsweise sowohl Zu- als auch Abnahmen in der Häufigkeit und der Höhe von Hochwasserscheiteln infolge von Entwässerungsmaßnahmen beschrieben. Eine Übertragung der Ergebnisse auf den Soonwald ist aufgrund der spezifischen Gebietseigenschaften somit nicht möglich. Die einzige abgeschlossene Studie, die den Einfluss des forstlichen Wegenetzes einschließlich Wegseitengräben auf die Abflusssentstehung im Soonwald zu quantifizieren versucht, stammt von Bott (2002). Mithilfe des computergestützten, physikalisch basierten Modells CATFLOW kommt er zu dem Ergebnis, dass das aus einem einzelnen Niederschlagsereignis resultierende Abflussvolumen in Abhängigkeit von der Hangposition, der Vorsättigung der Böden sowie den Niederschlagscharakteristika durch das Wegenetz und die zugehörigen Wegseitengräben um 2,9 bis 5,3 Prozentpunkte ansteigt.



**Abb. 10:** Einfluss anthropogener linearer Strukturen auf die Abflussentstehung in bewaldeten Einzugsgebieten (Tempel et al. 2011)

Erste Auswertungen der Gebietsabflüsse an den beiden Modellhängen im Soonwald (Modellhang Hölzerkopf mit intaktem Entwässerungsgrabensystem und Modellhang Landwiesen mit Querabschlägen an den Entwässerungsgräben zur Reinfiltration des anthropogenen return flows in die Fläche, vgl. Kapitel 3) deuten an, dass die Reinfiltration der Grabenabflüsse eine Verringerung der Abflussvolumina sowie eine Absenkung der Scheitelabflüsse hervorruft. Abbildung 11 und 12 stellt den Abflussgang der Testgebiete vor bzw. nach den Eingriffen am Modellhang Landwiesen gegenüber.

Die Ergebnisse der computergestützten Modellierung mit Hydrus 3D liegen aktuell noch nicht vor.

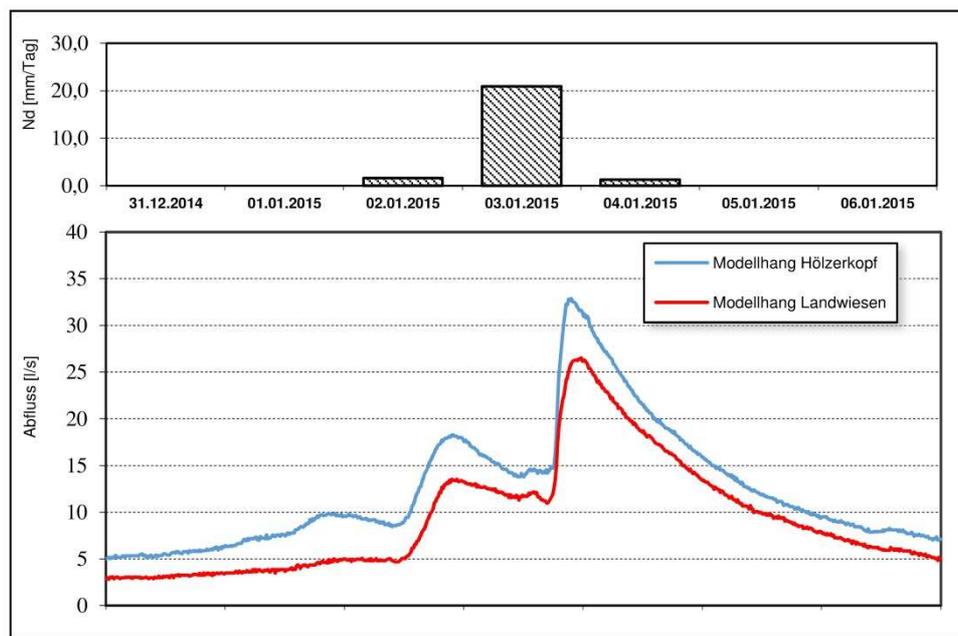


**Abb. 11:** Abflussgang der Modellhänge im Zeitraum 15.11.2014 bis 21.11.2014 (vor Wiedervernässung)

Die Betrachtung der Überlagerung der Scheitelabflüsse der Soonwaldbäche und der Nahe belegt die Relevanz der dargestellten Abflussgenese im Soonwald für die Hochwasserereignisse der Nahe in Bad Kreuznach: Die Hochwasserscheitel der Mittelgebirgsbäche überlagern sich im Allgemeinen weitgehend mit den maximalen Abflüssen der Nahe in Bad Kreuznach (vgl. Tempel & Feldmann 2016).

## 6. Mensch-Umwelt-Interaktion: Veränderung der Abflussgenese im Soonwald durch Entwässerungsgräben und die resultierende Hochwassergefahr in Bad Kreuznach im Überblick

Der Soonwald, der einen Flächenanteil von 4,7 % des Naheeingzugsgebietes einnimmt, ist vor allem in unteren Hanglagen durch flachgründige, staunasse Böden auf wasserunwegsamem Hunsrückschiefern geprägt. Diese bedingen, auch ohne weitergehende anthropogene Eingriffe, eine hohe Variabilität im Abflussgang und hohe



**Abb. 12:** Abflussgang der Modellhänge im Zeitraum 31.12.2014 bis 04.01.2015 (nach Wiedervernässung)

Abflussspenden und hemmen eine gewinnbringende, ressourcenökonomische Forstwirtschaft. Dennoch sind heute 86% der Fläche des Soonwaldes durch die forstliche Nutzung geprägt. Die zugrunde liegenden gesellschaftlichen Entscheidungen wurden Ende des 18. Jahrhunderts getroffen: Zur Maximierung der forstwirtschaftlichen Erträge wurden sukzessive Entwässerungsgräben angelegt und ehemalige Feuchtstandorte mit Fichten bestockt. Verstärkt durch die Verdichtung des forstlichen Wegenetzes kommt es zur Überführung des oberflächennahen Interflows in anthropogenen return flow, der als oberirdischer Gerinneabfluss in den Entwässerungsgräben schnell den Vorflutern (z. B. Gräfenbach, Lametbach oder Ellerbach) zufließt und nach aktuellem Erkenntnisstand eine Erhöhung der Abflussscheitel und der Abflussvolumina aus dem Gebiet bewirkt. Gemeinsam mit den Auswirkungen anthropogener Eingriffe in anderen Teileinzugsgebieten trägt dies deutlich zur Hochwasserentstehung an der Nahe bei.

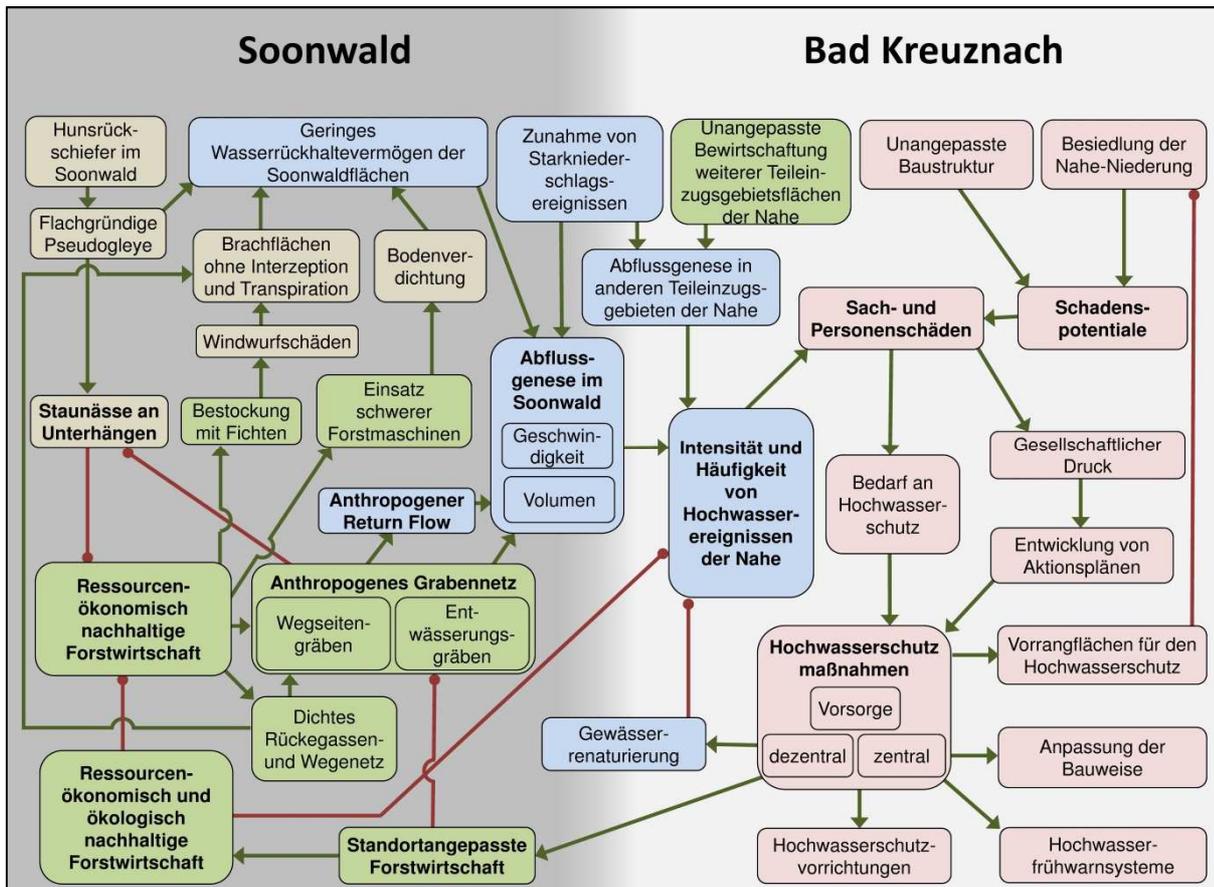
Die Flussniederung der Nahe ist jedoch, bedingt durch die Vorteile der Gewässernähe, seit jeher ein bevorzugter Siedlungsraum. Seit Beginn des 19. Jahrhunderts hat sich die Wohn- und Gewerbefläche Bad Kreuznachs mehr als vervierzigfach und sich verstärkt in die Überschwemmungsfläche der Nahe ausgeweitet. Diese Ausweitung bedingt eine beträchtliche Zunahme des wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Schadenspotenzials durch Hochwasser. Alleine die Hochwasserereignisse der Jahre 1993 und 1995 verursachten in Bad Kreuznach Schäden in Höhe von ca. 200 Mio. DM (Ebbecke 2004) und führten zu Veränderungen im gesellschaftlichen Diskurs: Forderungen nach geeigneten Konzepten und Maßnahmen zum Hochwasserschutz traten verstärkt in

den Vordergrund und wurden, unter Bewertung der sozialen und physisch-materiellen Sachverhalte, letztendlich zum gesellschaftlichen Ziel.

Die politische Umsetzung dieses Ziels erfolgte auf der Ebene der Wasserwirtschaft sowie der Ebene der Landesentwicklung, Raumordnung und Siedlungsentwicklung, sodass in mehreren Programmen der örtliche (technische) Hochwasserschutz ausgeweitet und verstärkt Vorrangflächen für Überflutungsbereiche im Rahmen der Raumplanung ausgewiesen wurden. Alleine in der Stadt Bad Kreuznach wurden bis zum Jahr 2004 technische Hochwasserschutzmaßnahmen mit einer Länge von insgesamt 5,7 km umgesetzt. Anthropogene Eingriffe in den Forststandorten sind bis heute jedoch kaum Bestandteil des gesellschaftlichen Diskurses und somit weitgehend irrelevant für gesellschaftliche Handlungsentwürfe. Lediglich in vereinzelt Projekten, die allerdings in erster Linie der Biodiversitätssteigerung dienen, wurden und werden Maßnahmen durchgeführt, die zugleich den dezentralen Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Nahe fördern (z.B. das bereits abgeschlossene EU LIFE-Natur-Projekt „Entwicklung von Feucht- und Nasswäldern im Soonwald“ oder das 2015 gestartete EU LIFE-Natur-Projekt „Wiederherstellung und Erhalt von Hang- und Zwischenmooren im Hochwald (Hunsrück)“). Unter anderem erfolgt(e) hier auch ein Rückbau anthropogener linearer Landschaftsstrukturelemente, der zu einer Wiedervernässung ehemaliger Nässtandorte im Hunsrück führen und eine Verminderung der Abflussvolumina und Abflussscheitel bedingen kann. Zumindest in diesen Projektgebieten erfolgt zugleich ein Anstoß zur Transformation der ressourcenökonomisch nachhaltigen Forstwirtschaft in eine ressourcenökonomisch und ökologisch nachhaltige Forstwirtschaft, die Nässtandorte entsprechend ihres Naturraumpotenzials bewirtschaftet. Großflächige Rückbaumaßnahmen im südlichen Rheinischen Schiefergebirge könnten nach aktuellem Forschungsstand die Hochwassergefahr für die Naheanlieger erheblich verringern. Abbildung 13 fasst die dargelegten Sachverhalte in einem Wirkungsgefüge zusammen.

## 7. Quellenverzeichnis

- Asmus (1916): Forst- Kultur-Plan und Rechnung der Oberförsterei Entenpfuhl im Inspektionsbezirke Coblenz-Soon für das Wirtschafts- und Kulturjahr 1915 (abgeschickt am 9.12.1916). Entenpfuhl. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 537,057 Nr. 448.
- Bauer, E. (1962): Der Soonwald im Hunsrück. Forstgeschichte eines deutschen Waldgebietes. Schriftenreihe zur Trierischen Landesgeschichte und Volkskunde. Freiburg.
- Bauer, E. (2007): Der Soonwald – Auf den Spuren des Jägers aus Kurpfalz. 2. Neuauflage. Seibersbach.
- Behem, E. (2006): The Effect of Peat Land Drainage and Afforestation on Runoff Dynamics: Consequences on Floods in the Glomma River. In: Krecek, J. und Haigh, M. (Hrsg.): Environmental Role of Wetlands in Headwaters. Earth and Environmental Sciences 63, 59-75.



**Abb. 13:** Ursache-Wirkungs-Gefüge zur anthropogenen Abflussmodifikation im Soonwald und deren Rückkopplungseffekten auf die Gesellschaft (Tempel & Feldmann 2016)

BMEL (Hrsg.) (2014): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Berlin.

Bott, W. (2002): Prozessorientierte Modellierung des Wassertransports zur Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen in bewaldeten Einzugsgebieten. Dissertation. Johannes Gutenberg-Universität Mainz.

Carlier, N. und De Marsily, G. (2004): Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. In: Journal of Hydrology 285, 76–95.

ernohous, V.; Švihla, V.; Šach, F. und Kacálek, D. (2014): Influence of Drainage System Maintenance on Storm Runoff from a Reforested, Waterlogged Mountain Catchment. In: Soil and Water Research 9, 90-96.

- D'Egremont, F. (1808): Schreiben vom 24.11.1808, in dem das Vorhaben der Grabenanlegung in drei Forstrevieren beschrieben wird. Simmern. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 216 Nr. 11125.
- D'Egremont, F.; Melsheimer, E.; Melsheimer, M.; Petetin und Utsch, C. (1811): Schreiben vom 10.12.1811, das Angaben zu den anzufertigenden Gräben im Forstrevier Struthof und Neupfalz enthält. Neupfalz. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 216 Nr. 11125.
- Dunn, S. M. und Mackay, R. (1996): Modelling the hydrological impacts of open ditch drainage. In: *Journal of Hydrology* 179, 37-66.
- Ebbeke, R. (2004): Nie mehr nasse Füße in Bad Kreuznach. In: SGD Nord RLP (Hrsg.): Hochwasserschutz Bad Kreuznach. Ein Projekt des Landes Rheinland-Pfalz. Koblenz, 78-87.
- Hahn (1894): Entgegnung auf den Angriff des Herrn Provinzial-Forstdirektor Gmeis in dem Aufsatz: Zur Entwässerung des Buchenhochwaldes in Schleswig-Holstein. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 70 (4). 138-140.
- Iritz, L; Johansson, B. und Lundin, L. (1994): Impacts of forest drainage on floods / Impacts sur les crues du drainage des forêts. In: *Hydrological Science Journal* 39, 637-661.
- Jaeger, J. A. (1810): Kopie des Vertrags über die Anlegung der Gräben bei Entenpfuhl am 2.4.1810 welches zudem das Versteigerungsprotokoll beinhaltet. Winterburg. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 216 Nr. 11125.
- Kling, J. P. (1790): *Vorschriftsmäßige Behandlung der Domainen-Waldungen in der Churpfalz*. Mannheim.
- Lundin, L. (1994): Impacts of forest drainage on flow regimes. *Studia Forstalia Suecica* 192. Uppsala.
- LVerGeo RLP (Hrsg.) (1984): *Topographische Karte 1:100.000. C6310*. Bad Kreuznach. Koblenz.
- LVerGeo RLP (Hrsg.) (2013): *DTK25 Blatt 6113*. Koblenz.
- Martin, E. (1980): *Der Taunusquarzit im nordöstlichen Soonwald. Analyse eines Kluftwasserspeichers*. Mainz.
- MUFV RLP (Hrsg.) (2010): *Bewertung des Hochwasserrisikos in Rheinland-Pfalz*. Mainz.
- Peil, M. (2009): *Die große Flut – Hochwasserkatastrophen in Bad Kreuznach und dem Landkreis im 20. Jahrhundert*. Gutenberg.
- Prevost, M.; Plamondon, A. P. und Belleau, P. (1999): Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. In: *Journal of Hydrology* 214, 130-143.
- Schultheiß, J. (2014): *Historische Beeinflussung des Wasserhaushaltes im Soonwald*. Unveröffentlichte Masterarbeit an der Professur für Landespflge, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

- Seuna, P. (1981): Long-term effects of forestry drainage on the hydrology of an open bog in Finland. In: Publications of the Water Research Institute 43, 3-14.
- Siegert, K.; Pollmeier, M. und Closen, B. (2009): Qualifizieren und Dimensionieren von Frühstartern. In: AFZ-Der Wald 64, 707-708.
- Sirin, A.; Vompersky, S. und Nazarov, N. (1991): Influence of Forest Drainage on Runoff: Main Concepts and Examples From Central Part of the USSR European Territory. In: Ambio 20, 334-339.
- Stadt Bad Kreuznach et al. (2011): Hochwasser Partnerschaft untere Nahe. Bad Kreuznach.
- Statistisches Landesamt RLP (Hrsg.) (2016): Statistische Berichte 2016. Bevölkerung der Gemeinden am 30. Juni 2016. Bad Ems.
- Tempel, M. (2006): Abflussverhalten kleiner, forstlich genutzter Bacheinzugsgebiete am Beispiel des Einzugsgebietes des Oberen Gräfenbaches im Soonwald/Hunsrück. Dissertation. Johannes Gutenberg-Universität Mainz.
- Tempel, M.; Hilger, B. und König, D. (2011): Der Einfluss anthropogener return flows auf das Abflussverhalten eines bewaldeten Teileinzugsgebietes der Nahe. In: Graafen, R.; König, D. und Oelmann, Y. (Hrsg.): Koblenzer Geographisches Kolloquium 33, 109-125.
- Tempel, M. und Feldmann, J. (2016): Anthropogene Abflussmodifikation im Soonwald und deren Rückkopplungseffekte auf die Gesellschaft. In: Graafen, R. und König, D. (Hrsg.): Koblenzer Geographisches Kolloquium 36. Koblenz.
- Wenzel (1810): Protokoll über die Vermessung und Abnahme der Entwässerungsgräben im Forstrevier Entenpfuhl vom 20.10.1810. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 216 Nr. 11125.
- Zapp, B. (2004): Hochwasserkatastrophen in Bad Kreuznach. In: SGD Nord RLP (Hrsg.): Hochwasserschutz Bad Kreuznach. Ein Projekt des Landes Rheinland-Pfalz. Koblenz, 12-13.
- Zapp, B. (0. J.): Hochwasserkatastrophen. (Elektronische Ressource: [http://www.bad-kreuznach.de/sv\\_bad\\_kreuznach/Wirtschaft%20und%20Wohnen/Stadtentwicklung%20und%20Umwelt/Hochwasserschutz/Hochwasserkatastrophen%20in%20Bad%20Kreuznach/](http://www.bad-kreuznach.de/sv_bad_kreuznach/Wirtschaft%20und%20Wohnen/Stadtentwicklung%20und%20Umwelt/Hochwasserschutz/Hochwasserkatastrophen%20in%20Bad%20Kreuznach/); Datum des Zugriffs: 19.02.2015)
- Zemke, J. J. (2015): Messung, Simulation und Modellierung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag auf Wirtschaftswegen in bewaldeten Einzugsgebieten. Dissertation. Universität Koblenz-Landau.

# The contribution of historical flood research to raise risk awareness

## – A case study on Thuringia

Tobias Reeh, Mathias Deutsch & Karl-Heinz Pörtge

*Georg-August-University of Göttingen, Department of Geography*

### 1. Introduction

The analysis of the severe flood at end of May/beginning of June 2013 especially alongside the Gera, Saale, Weiße Elster and Pleiße (Krause et al. 2014) and the examination of former floods in Thuringia (1994, 2002, 2011) show that technical protective constructions are limited in terms of their performance (cf. Spanknebel et al. 1994, Deutsch & Pörtge 2003, TLUG 2013). The still popular opinion, that populated areas would be *absolutely* protected from floods by building expensive new constructions or extensive restoration of technical constructions, is fallacious and dangerous. Instead, the handling of floods must be even more sensitive, especially with regard to the latest flood events. Here, performance limits of technical system may be recognized and potential damages may be prevented (DKKV 2015, p. 187-188). Therefore, a reinforced publicity effect on risk communication is not least necessary (cf. Deutsch & Pörtge 2007).

It is important to keep the general public alert to the dangers of floods and not to dismiss experiences made during past floods when discussing current decisions. An important approach that encloses this idea is, according to a recommendation of the Working Group on Water Issues (*German LAWA*), to sensitize the general public for possibly dangerous situations through exhibitions, information boards or flood marks. Furthermore, it is important to publish educational and appealing leaflets (*LAWA* 2004, p. 28-29). Similar demands may be found in a recent study that was commissioned by the German Committee for Disaster Reduction (*German DKKV e.V.*) and conducted by the University of Potsdam. It states that possible impacts and effects of floods should be depicted as realistically as possible, especially in areas that have not been affected by floods in recent years (cf. DKKV 2015, S. 105). An effective approach is to document and to broach the issue of current and historic events in illustrated books, at exhibitions and at events on flood anniversaries (cf. DKKV 2015). Thereby, potential catastrophic scenarios can be demonstrated on the basis of past flood events.

Against this background, the Department of Geography at the University of Göttingen published a compilation in cooperation with the Thuringian State Agency for Environment and Geology (*German TLUG*) (see Deutsch et al. 2015). This publication was arranged in order to sensitize the general public for potential floods and

risks and contribute to flood prevention measurements by offering a review on past extreme hydrological events.

## 2. Historical flood research and risk awareness

A majority of sources analyzed in archives, collections and museums illustrate impressively to what catastrophic extent floods can take place in Thuringia. Even if a stream or a river does not pose a threat to residents over a long period of time, it is possible that it may turn into an immediate danger after severe rainfall, despite existing precautionary measurements like storage basins or dikes. This knowledge and resulting measurements that prepare houses and properties in case of emergency, e.g. in the areas of private (construction) precaution, may prevent later flood damage or reduce it. An information brochure submitted in 2002 notes: "To be aware of a danger means to have recognized it, to know about it, not to forget about it and to consider it accordingly in the present. [...] The absence of floods decreases the awareness of latent danger" (IKSR 2002, S. 12; *translated from German*).

This perception is by no means new. Already in 1902, a scientific committee that was commissioned with the analysis of flood conditions in river basins of the Weser and Ems asserted: "Exceptional floods as the ones in 1799 and 1841 may always recur. They usually lead to greater damages when lowland residents feel secure due to an absence of recent flood events. This can result in an underestimation of the danger and less precaution" (Ausschuss 1902, p. 22, *translated from German*).

In this respect, it is important today and in the future to raise awareness in Thuringia. That may be accomplished by regional, local and municipal committees and the media who do not only mention floods in the face of catastrophes, but do so constantly in order to contribute to a sustainable flood prevention. There should always be a "disclosure of dangers and vulnerability, but also of warning and precautionary mechanisms" (Grünwald 2005, p. 14; *translated from German*).

In the face of a great variety of flood related sources, the authors tried to present a thematically broad and hence representative selection of sources regarding catastrophic floods in Thuringia (16.-21. century). Table 1-4 provide information on extraordinary floods in Thuringia between 1500 and 2000. The dates in the tables refer to the time spans for which flood reports are available directly from Thuringia. The data printed in italic are linked to the above-named publication of flood related source material. It should be noted that the tables only list selected watercourses. In most cases, there were more floods in further rivers or streams.

**Tab. 1:** Severe floods in Thuringia during the 16<sup>th</sup> /17<sup>th</sup> century (selection)

<b>Date</b>	<b>River(s)</b>	<b>Notes</b>
1505, July 27 - 29	e.g. Werra	Local large-scale flooding and disastrous damages
1539, March 1 - 3	e.g. Werra	Severe damages on buildings
1552, January 10	lower Werra, lower Gera	Great losses, e.g. in Erfurt
1558, May 17	Tonna	Disastrous damages in Burgtonna, 46 dead persons
1582, July 14 - 16	Werra	Damages in rural areas
1585, June 16/17	e.g. Gera	Severe damages in Jena
1595, February 26 - ca. March 6/7	e.g. Saale, Unstrut, Gera	Severe flooding, many bridges and mills damaged
1607, April 29	e.g. Hasel	Very great damages in the town of Rohr, 7 dead persons
1608, January 16 - 17	e.g. Saale	e.g. parts of Jena were flooded
1613, May 29/30	e.g. Ilm, Unstrut, Salza	Disastrous damages in small towns, hundreds of dead persons, partly total crop failure
1627, December 25 - 27	e.g. Gera	Locally great damages
1643, August 30 - 31	e.g. Weiße Elster	Damages, e.g. in Greiz
1655, February 4 - 5	e.g. Bere, Zorge, Helme	Severe damages on bridges, barrages and mills
1661, August 6 - 8	e.g. Weiße Elster, Weida, Auma	Severe flooding, disastrous damages
1682, January 14 - ca. 18	e.g. Werra, Saale, Weiße Elster, Gera, Unstrut, Zorge, Helme	Considerable damage, e.g. in Meiningen, Gera and Erfurt
1694, June 20	e.g. Roda, Weiherbach, Zeitzbach	Severe damages / great losses, especially in Roda

**Tab. 2:** Severe floods in Thuringia during the 18<sup>th</sup> century (selection)

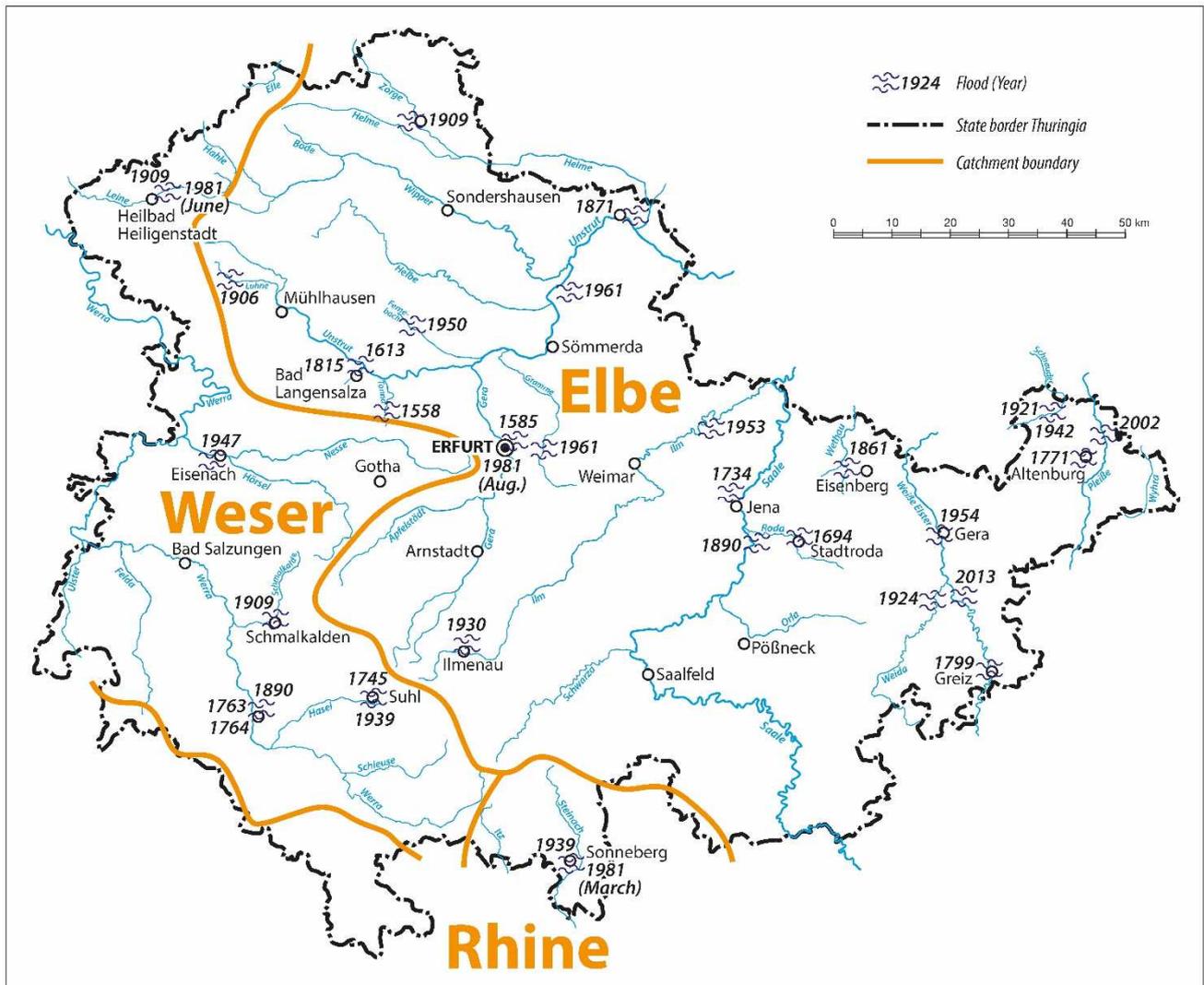
<b>Date</b>	<b>River(s)</b>	<b>Notes</b>
1720, December 10 - 11	e. g. Werra	Considerable damages in many towns
1734, June 3	Leutra	Great destruction in parts of Jena
1740, December 19/20	e.g. Zorge, Helme	Damages on bridges
1745, August ca. 2 - ca. 4	e.g. Leine, Wipper, Unstrut Gera, Lauter	Multiple floods! Partly large-scale flooding, locally disastrous damages, e.g. in Suhl
1752, August, ca. 3 - ca. 5	e.g. Zorge, Helme, Unstrut	Meadows and fields were flooded for a long time, great crop damage
1755, March 25 - 26	Weißer Elster	Ice flood! E.g. damages on bridges and embankments
1763, December 31 - 1764, January 2	e.g. Werra	Large-scale flood, high water level, e.g. in parts of Meiningen
1771, June 12 - ca. 26	e.g. Unstrut, Gera, Weißer Elster, Schnauder, Pleiße, Blaue Flut	Multiple floods! Partly great damages, e.g. in Altenburg
1777, June 5	e.g. Ilm	Fields flooded, great losses, e.g. near Berka
1784, February 24/25 - March 3/4	e.g. Werra, Saale, Weißer Elster, Gera, Unstrut	Ice flood! Locally great damages caused by ice drift and flooding
1795, July 26 - 27	e.g. Unstrut, Gera, Helbe, Helme, Wipper	Severe damages to meadows and fields
1799, ca. February 23 - March 1	e.g. Werra, Unstrut, Saale, Weißer Elster	Ice flood! Disastrous damages in numerous villages

**Tab. 3:** Severe floods in Thuringia during the 19<sup>th</sup> century (selection)

<b>Date</b>	<b>River(s)</b>	<b>Notes</b>
1815, June 10	Salza	Disastrous damages especially in Langensalza, 7 dead persons
1816, ca. June 15 - 30	e.g. Werra, Gera, Weiße Elster	Multiple floods! Great damages to agricultural areas resulting in crop failure
1818, May 16 - 19	e.g. Gera	Great losses, especially affecting area around Erfurt
1827, June 10	e.g. Roda, Weiherbach, Zeitzbach	Disastrous damages, great losses in the town of Roda
1830, ca. February 25 - ca. March 2/3	e.g. Unstrut	Ice flood! Partly very severe damages on bridges
1846, January 26 - February 2	e.g. Werra	Great damages on embankments and mills
1850, February 2 - 4	e.g. Weiße Elster	Severe ice drift with floods
1852, May 26	e.g. Leine, Wipper, Luhne, Unstrut	Locally disastrous damages, several casualties
1858, August 2 - 3	e.g. Schnauder	Considerable damages to meadows and fields
1861, May 13	e.g. Mönchsgraben (also Mönchsbach)	Most severe damages in Schkölen, 9 dead persons
1864, June 10	e.g. Luhne	Great destruction, e.g. in Dörna
1865, April 5/6 - ca. 10	e.g. Weiße Elster	Large-scale flooding
1871, June 26/27 - July 4/5	e.g. Werra, Saale, Gera, Unstrut, Roda	Locally disastrous damages, considerable crop failure
1881, March ca. 8/9 - ca. 12	e.g. Unstrut	Severe damages on private and office buildings, e.g. in Artern
1889, June 3	Gräßlitz (headwater called Aubach)	Most severe damages in the town of Greiz
1890, November ca. 23/24 - ca. 27	e.g. Werra, Saale, Gera	Very severe floods, great property damage in numerous towns

**Tab. 4:** Severe floods in Thuringia during the 20<sup>th</sup> century (selection)

<b>Date</b>	<b>River(s)</b>	<b>Notes</b>
1906, July 11	e.g. Unstrut, Luhne	Great damages in the region of Eichsfeld, Bickenriede severely affected
1909, February 3 - 5	e.g. Werra, Hörsel, Leine, Saale, Gera, Unstrut, Wipper, Helme	Agricultural areas flooded, many towns affected
1918, January 16 - 18	e.g. Saale	Floods are severe, e.g. around Saalfeld-Remschütz
1921, May 27/28	e.g. Pleiße, Schnauder	2 incidents! Damages around Meuselwitz severe
1924, August 15	e.g. Weida, Auma, Triebes	Disastrous damages, e.g. in the town of Weida
1926, July 7/8	e.g. Notter, Unstrut	Disastrous damages, e.g. in Schlotheim
1939, January 17 - 18	e.g. Stainach, Grümpen	Considerable damage
1946, February 4 - 10	e.g. Werra, Ilm, Gera, Schwarzta	e.g. damages to bridges and bank structures
1947, March 5 - 15	e.g. Werra, Hörsel, Nesse, Saale, Unstrut, Gera, Gramme, Lossa, Weiße Elster	Severe ice flood! Several flood waves, great losses
1948, January 13/14	e.g. Bere, Zorge	Many bridges and streets damaged, around Nordhausen local floods
1950, May 23	e.g. Fernebach	Disastrous damages, especially in Bruchstedt, but also in Bad Tennstedt and other towns, 8 dead persons in Bruchstedt
1953, June 26/27	e.g. Schrötener Bach	Considerable damage around Apolda
1954, July 10 - 14	e.g. Weiße Elster, Auma	Great material damage, e.g. in Greiz and Gera
1961, June 10 - 11	e.g. Schnauder	Locally great flooding
1978, May 22/23	Lauter	Damages and losses, e.g. in Berka v. d. H.
1981, August 10/11	e.g. Ilm, Roda, Gera, Schmalkalde	e.g. losses considerable significant for agriculture
1994, April 10 - 20	e.g. Werra, Saale, Ilm, Gera, Unstrut	Great property damage, e.g. around the Saale, Ilm and Gera

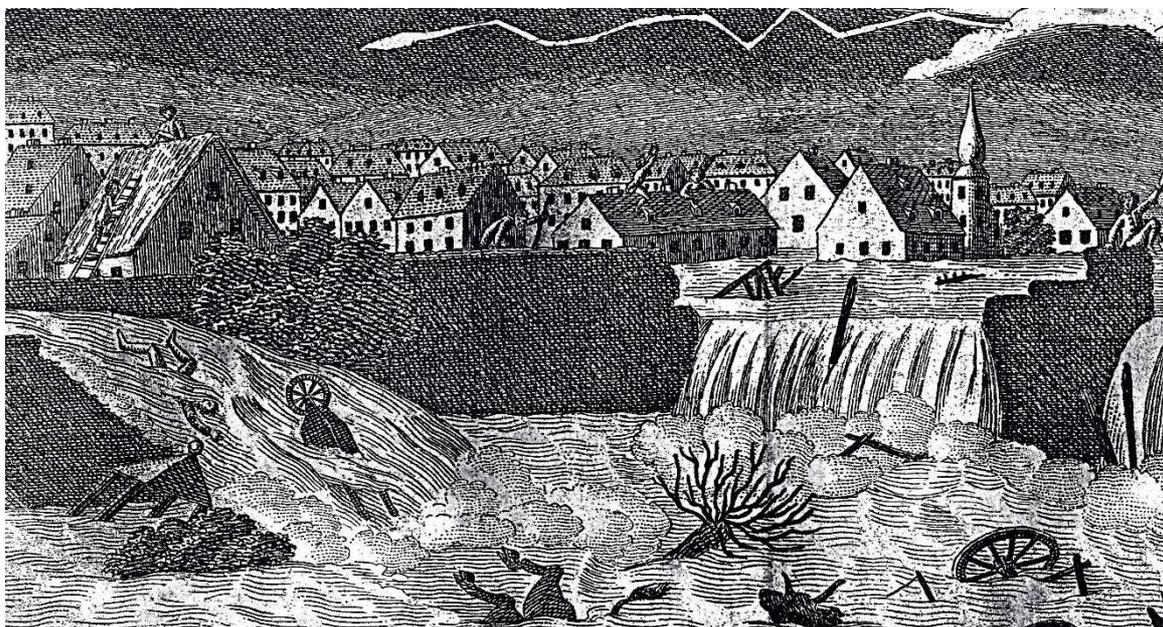


**Fig. 1:** Map of Thuringia with entries regarding selected flood events (Department of Geography, University of Göttingen 2016)

Locally, investigations are geared to the borders of the Free State of Thuringia (see Fig. 1). That means that all events that were examined in detail occurred in watercourses that run either partially or completely on the territory of today's Free State of Thuringia.

In order to describe the more than 30 flood events that were researched, mainly printed and handwritten sources were analyzed. Complementary, old, partially unpublished maps, engravings, flood marks, drawings and historical photographs were taken into account (see Fig. 2 and 3). Furthermore, numerous pictures of recent dates depicting flood marks and exceptional flood events of the past 25 years were sighted. Although all sources used are related to flood events, they differ with regard to content and transmission. The aim is

in no case to only list reports of specific events regarding the flood course and the extent of damages or losses. The intention is rather to exemplarily comprise further flood related sources. This includes official instructions and flood defense orders respectively, documents of relief operations for flood victims, expertise on building measures regarding flood control and statements, e.g. by higher state officials about a flood's consequences. With regard to authenticity it should be noted that the majority of the registered sources are contemporary. In particular cases, reports and images created several years after the flood were consciously chosen in order to show, for instance, how regional historiography passed down information on extremely severe floods.



**Fig. 2:** Unrealistic illustration of the disaster flood from June 10<sup>th</sup> 1815 in Langensalza (Deutsch et al. 2015, p. 51)

The requirement of the TLUG Jena to present as thematically broad a range of selections of documents related to floods as possible, presupposed compromises during research and text editing. If the original was considerably short (like the official orders during the flood in February 1946), the full text was adopted. In other cases, when the original was rather long and detailed, it was shortened. The excerpts, which were sometimes older than 400 years, were reprinted without alteration to the greatest possible extent regarding not only style and diction but also orthography and grammatical details. Today, some historical originals are being “modernized” in terms of the use of more recent expressions and orthography. However, this was not done in the context of this research. If the comprehensibility of the original was impaired, small insertions and notes were used to ensure an understanding of the original source.



**Fig. 3:** Flooded Street in Greiz during the high water of the Weiße Elster in June 1954 (Deutsch et al. 2015, p. 123)

### 3. Conclusions

In respect of the display of flood water events in the former and recent history of Thuringia, the work of a teacher in Jena, Ernst Piltz, will be cited for final words. In the beginning of the 20<sup>th</sup> century, he started to concern himself intensively with the storm and the flood of May 1613 (called “The Thuringian Deluge”; *German* “Thüringer Sintflut”). When asked why he would concern himself with these events centuries after their occurrence, he stated appositely in 1912: “Finally, the publicity of the events [of 1613] is of great practically economic importance: all kinds of buildings are being constructed and administered without sufficient regard to [...] former severe flood events which took place in the very same spot. Streams are channeled in tight beds and water-channeling levels and strong revetment walls on embankments are being frivolously removed. Houses are erected on flood plains without giving any thought to the fact that these plains are a natural flood river bed. When warning voices are raised, one can hear the foolish reply: such a severe flood as the last one will not happen again that soon! Who could know that? Always and everywhere, in the lowlands as much as in small valleys, one needs to keep in mind that there is no other natural power that slumps, rumples and destroys with so much force and leaves human beings that helpless” (Piltz 1912, p. 6-7; *translated from German*). These realizations have not lost any timeliness and may also claim unlimited validity today.

## References

- Ausschuss (Hg.) (1902): Ausschuss zur Untersuchung der Wasserverhältnisse in den der Überschwemmungsgefahr besonders ausgesetzten Flussgebieten. Beantwortung der im allerhöchsten Erlasse vom 28. Februar 1892 gestellten Frage B: „Welche Maßregeln können angewendet werden, um für die Zukunft der Hochwassergefahr und den Überschwemmungsschäden soweit wie möglich vorzubeugen?“ für das Weser- und Emsstromgebiet. Durch Beschluss des Ausschusses vom 27. Mai 1902 festgestellt, Berlin.
- Deutsch, M. & K.-H. Pörtge (2003): Hochwasserereignisse in Thüringen, Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Nr. 63, zweite durchgesehene/überarbeitete Auflage, Jena.
- Deutsch, M. & K.-H. Pörtge (2007): Zur Bedeutung historischer Quellen für die Hochwasserbewusstseinsbildung, In: Hydrobrief, Nr. 39/Dez. 2007, 2-5.
- Deutsch, M., Reeh, T. & K.-H. Pörtge (2015): Hochwasser in Thüringen – Texte, Karten und Bilddokumente 1500 – 2013, Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie Jena, Schriftenreihe 111, Jena.
- DKKV e. V. (Hg.) (2015): Das Hochwasser im Juni 2013. Bewährungsprobe für das Hochwasserrisikomanagement in Deutschland, Studie erarbeitet an der Universität Potsdam unter Leitung von Prof. Dr. A. Thielen, hrsg. vom Deutschen Komitee für Katastrophenvorsorge (DKKV) e.V., Bonn.
- Grünewald, U. (2005): Vom Hochwasser–“Schutzversprechen“ zum Hochwasser–“Risikomanagement“, In: Jüpner, R. (Hg.): Hochwassermanagement, Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte, Bd. 1, Schriftenreihe des Instituts für Wasserwirtschaft und Ökotechnologie, Magdeburg, 5-22.
- IKSR (Hg.) (2002): Hochwasservorsorge. Maßnahmen und ihre Wirksamkeit, hrsg. von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz.
- Krause, P. et al. (2014): Das Hochwasserereignis im Mai/Juni 2013 in Thüringen, In: TLUG (Hg.): Hochwasserabflüsse in Thüringen, Redaktion: Ralf Haupt u. Lutz Baseler, Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) Jena, Nr. 108, Jena, 175-289.
- LAWA (Hg.) (2004): Instrumente und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung der Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz, im Auftrag der Umweltministerkonferenz, Stand November 2003.
- Piltz, E. (1912): Die Thüringische Sündflut am 29. Mai 1613. Von Ernst Piltz in Jena, Jena.
- Spanknebel, H.-G., Kaufmann, M. & K.-H. Pörtge (1994): Das April-Hochwasser 1994 in Thüringen, In: DGM, Bd. 38, 191-195.
- TLUG (Hg.) (2013): Das Hochwasserereignis im Mai/Juni 2013 in Thüringen, hrsg. von der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) Jena.

# **Geschiebemanagement an der Iller – Vorstellung des gemeinsamen Projektes des Instituts für Geographie, Universität Augsburg und den Bayerischen Elektrizitätswerken**

Tsigaridas Michael, Merkel Wolfgang & Wetzlar Karl-Friedrich

*Institut für Geographie, Lehrstuhl für Physische Geographie und Quantitative Methoden, Universität Augsburg*

## **Zusammenfassung**

In einem 25 Kilometer langen Abschnitt der Iller (Voralpenfluss im Allgäu, Zufluss der Donau) befinden sich fünf Laufwasserkraftwerke, an denen die ökologische Durchgängigkeit durch den Bau von Umgehungsgewässern wiederhergestellt wurde. Trotzdem fehlen weiterhin eine Durchgängigkeit für Geschiebe und wichtige Schlüsselhabitate, die für einen selbsterhaltenden Lebensraum von Bedeutung sind.

Für die Wiederherstellung dieser Lebensräume spielen folgende Handlungsfelder eine entscheidende Rolle:

- Ein zielgerichtetes Geschiebemanagement, um geeignete Gewässerstrukturen zu schaffen
- Die Gestaltung ergänzender Schlüsselhabitate in den Umgehungsgewässern (insbesondere Laichplätze, „Kinderstuben“ und Schutz gegen Verdriftung bei Hochwasser
- Die Vernetzung von Gewässer, Uferzone und angrenzender Aue
- Die Schaffung von beschatteten Flachwasserzonen

Durch das Geschiebemanagement-Projekt der Universität Augsburg und den Bayerischen Elektrizitätswerken (BEW) werden auf die Dauer von 2015 bis 2019 konkrete Lösungen an einem subalpinen Fließgewässer getestet und Handlungsempfehlungen entwickelt. Die Evaluation des Projektes erfolgt durch ein begleitendes Monitoring mithilfe verschiedener Methoden. Neben der Durchführung von Sohlpeilungen und der Kartierung der Ufervegetation sowie der Uferstrukturen stellen Luftbilder von Drohnen ein zentrales Werkzeug dar. Zusätzlich zur visuellen Auswertung erfolgt die Anwendung des Structure-from-Motion Verfahrens.

## **1. Einführung und Fragestellung**

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG fordert die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes bzw. Potentials eines Flusswasserkörpers. Hierbei wird insbesondere die Verbesserung der aquatischen Umwelt angestrebt. Die Grundvoraussetzung zur Erreichung dieses Ziels ist die Bereitstellung einer guten

gewässermorphologischen Situation, welche vor allem ihre Funktion als Habitat erfüllt. In zahlreichen stau- geregelten Flüssen Mitteleuropas ist diese Grundvoraussetzung nicht erreicht, weshalb ein aktives Sediment- und Geschiebemanagement notwendig wird. Bisher fehlen allerdings konkrete Handlungsempfehlungen, wie dies in der Praxis umzusetzen ist. Im Rahmen des Geschiebemanagement-Projektes der Universität Augsburg und den Bayerischen Elektrizitätswerken (BEW) sollen an freien Laufabschnitten der Iller im Unterwasser von vier Laufwasserkraftwerken verschiedene Formen des Geschiebemanagements getestet, bewertet und ggf. Handlungsempfehlungen für deren praktische Umsetzung entwickelt werden.

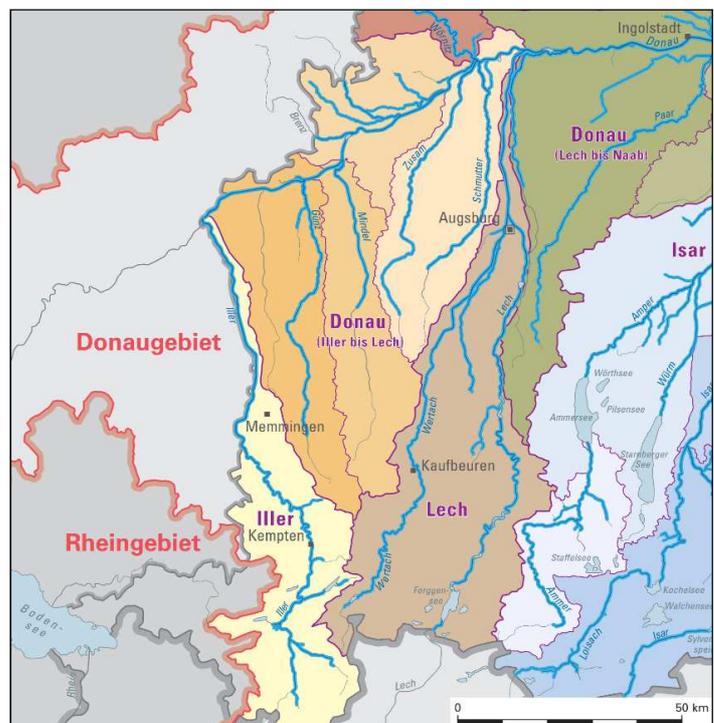
Daraus ist die zentrale Fragestellung des Projektes abzuleiten: Das Ziel des Vorhabens ist es, in einem Demonstrationsvorhaben geeignete Lösungen für ein Geschiebemanagement umzusetzen, zu testen, zu optimieren und zu etablieren. Es soll das „gute ökologische Potenzial“ des Gewässers im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie realisiert und ein selbsterhaltendes, ökologisches System innerhalb der Kette von Staustufen geschaffen und langfristig etabliert werden.

## 2. Das Untersuchungsgebiet

Die Iller ist ein südlicher Zufluss der Donau und stellt einen charakteristischen Voralpenfluss dar. Sie entspringt den drei Gebirgsflüssen Breitach, Trettach und Stillach im Allgäu. Der Ursprung der Iller entspricht dem Zusammenfluss bei Oberstdorf. Bei Ulm mündet das Gewässer bei Flusskilometer (Fkm) 147 in die Donau und verfügt über ein Einzugsgebiet von 2.154 km<sup>2</sup> (vgl. Abb. 1) (REINECK 1996).

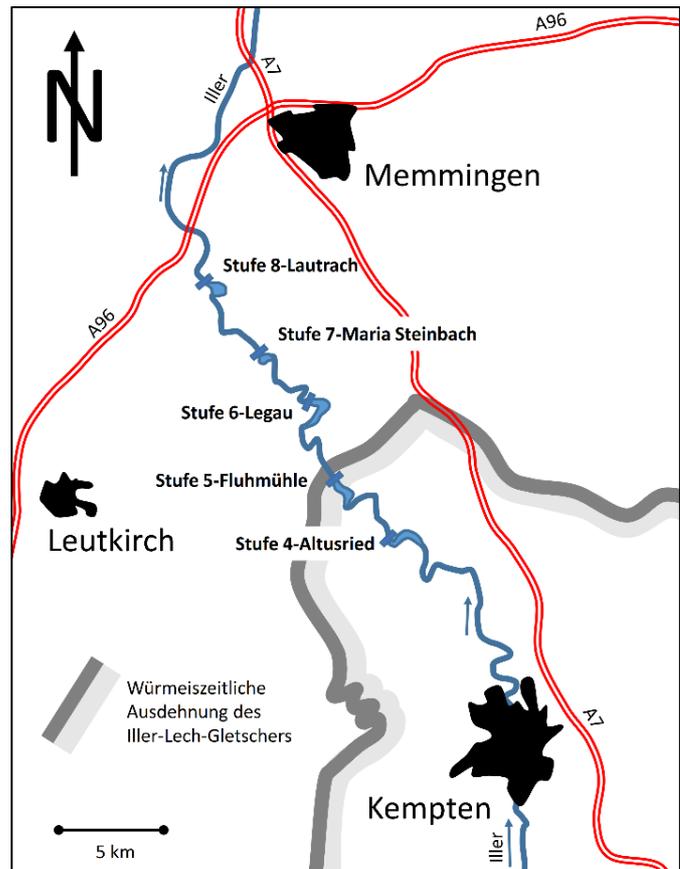
Das Untersuchungsgebiet befindet sich innerhalb der BEW-Staustufenkette zwischen Kempten (Oberallgäu) und Memmingen (Unterallgäu). Der Kopfspeicher ist die Staustufe 4-Altusried (Fkm 83,77), Fußspeicher ist die Staustufe 8-Lautrach (Fkm 59,30) (vgl. Abb. 2). Im Unterwasser der Staustufen existieren jeweils freie Fließstrecken von mehreren hundert Metern Länge.

**Abb. 1:** Teileinzugsgebiete der bayerisch-schwäbischen Donauzuflüsse Quelle: stark verändert nach BAY. LFU (2014)



Insgesamt umfasst das Gebiet eine Flussstrecke von ca. 25 km und liegt im Mittellauf der Iller. Die dortigen Leitfischarten sind Äschen (Hyporithral) und Barben (Epipotamal). Die Einstufung des Flusswasserkörpers nach EG-WRRL (vgl. Erläuterungen in EG 2000) erfolgt als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB – Heavily Modified Waterbodies). Der amtliche Pegel Kempten (Fkm 102,70) ist der nächstgelegene und gibt Auskunft über die typischen Abflussverhältnisse für die Jahresreihe 1901-2012 (BAY. LFU 2016):

- NQ: 4,06 m<sup>3</sup>/s
- MNQ: 9,38 m<sup>3</sup>/s
- MQ: 46,6 m<sup>3</sup>/s
- MHQ: 378 m<sup>3</sup>/s
- HQ: 884 m<sup>3</sup>/s (2005)



**Abb. 2:** Die Staustufen im Iller-Durchbruchstal Quelle: überarbeitet nach HABBE (2000)

Die Abflusswerte sind aufgrund der geringen Anzahl von Zuflüssen zwischen dem Pegel Kempten und der Staustufe 4-Altusried als repräsentativ anzusehen. Messungen an den Staustufen ergeben eine Abweichung von 3-4 m<sup>3</sup>/s bei MQ. Das Untersuchungsgebiet befindet sich innerhalb eines Durchbruchstals. Die Staustufe 5-Fluhmühle liegt etwa an den äußersten Endmoränen des würmzeitlichen Iller-Lech-Gletschers (vgl. Abb. 2). Der Moränendurchbruch ist durch steilwandige Bereiche mit einem Canyon-Charakter gekennzeichnet (HABBE 2000). Aufgrund von intensiver Erosion im Holozän verläuft die Iller abschnittsweise in Sedimenten der oberen Süßwassermolasse. Die mehrere Dekameter mächtigen glazifluvialen Schotter und Gletscherseeablagerungen der Würmeiszeit sind hier vollständig abgetragen worden (REINECK 1996).

Aufgrund der relativen Enge des Tales mit den einschränkenden Steilhängen wurden mehrere Laufwasserkraftwerke realisiert. Daher sind die Stauabschnitte keine typischen Seenketten wie beispielsweise am Lech, sondern weisen im Unterwasser Abschnitte mit freien Fließstrecken auf. Aufgrund der Aneinanderreihung von 5 Staustufen auf einer Strecke von 25 km umfassen die einzelnen frei fließenden Abschnitte zusammen ca. 5 km. Diese können in folgende Teilabschnitte unterschieden werden:

- Fließstrecke im direkten Unterwasser der Staustufe, bis ca. 1 km
- Rückstau beeinflusste Transportstrecke, ca. 1-2 km, Beginn der Stauwurzel
- Staubereich, ca. 1-2 km



**Abb. 3:** (links) UW Stufe 6-Legau: Verlauf der Sohle in der oberen Süßwassermolasse, hellgrüne Bereiche, (rechts) UW Stufe-5 Fluhmühle: Geschiebeeintrag durch die Rohrach. Quelle: (links) DROHNENBEFLIEGUNG BEW (2016), (rechts) EIGENE AUFNAHMEN (2015)

Unter Betrachtung der Leitfischarten und der ursprünglichen Iller vor dem Bau der Kraftwerke ist in dem Untersuchungsgebiet im natürlichen Zustand mit einer Erosionsstrecke mit ausgeprägtem Kiestransport zu rechnen. Um das gute ökologische Potential nach EG-WRRL (vgl. Erläuterungen in EG 2000) mit den entsprechenden Leitfischarten wiederherzustellen, liegt der Fokus im Folgenden auf den bis zu 1-2 km langen Fließstrecken im Unterwasser der jeweiligen Kraftwerke.

### 3. Das Geschiebemanagement

#### Die bisherige Situation

Die BEW ist im Untersuchungsgebiet zum Unterhalt des Gewässers verpflichtet. Das Geschiebemanagement im Rahmen dieser Unterhaltspflicht umfasst das Ausbaggern des abgelagerten Geschiebes vor der Kopfstaustufe 4-Altusried, dem Transport bis zur Fußstaustufe 8-Lautrach und der Eingabe des Geschiebes unterhalb der Stufe 8. In der Periode 1951 bis 1981 sind laut einer Studie von LAHMEYER (1984) im Bereich zwischen Kempten und der Stufe 4-Altusried im Mittel 1.600 m<sup>3</sup> pro Jahr Geschiebe entnommen worden.

Innerhalb des 25 km langen Abschnittes erfolgt seit dem Bau der Staustufen (Stufe 5-8: 1930er / 1940er, Stufe 4:1960er) kein anthropogener Geschiebeeintrag zur Förderung von Kieslaichplätzen und Habitaten. Die Eintiefung der Gewässersohle im Transport- und Staubereich nach dem Bau der Kraftwerke ist gering. Die

Fließstrecken im unmittelbaren Unterwasser (UW) der Kraftwerke waren bereits vor dem Bau der Kraftwerke tief in die Süßwassermolasse erodiert (vgl. Abb. 3). Der verfestigte Flinzsand ist hydraulisch glatt, sodass durch den Mangel an transportierbarem Kies an der Sohle die Erosionsfähigkeit der Iller in diesem Bereich trotz höherer Fließgeschwindigkeiten begrenzt ist.

Die Gewässerufer sind auf langen Strecken verbaut und erlauben keine dynamische Uferentwicklung und damit auch keinen Geschiebeeintrag durch Seitenerosion. Im Mündungsbereich vereinzelter Zuflüsse wie der Rohrach (UW Stufe 5-Fluhmühle) oder dem Haldenmühlenbach (UW Stufe 4-Altusried) ist ein aktiver Geschiebeeintrag zu beobachten. Diese Einträge sind jedoch lokal begrenzt, da durch die Querbauwerke ein Transport durch die Stauseen hydraulisch unmöglich ist und das Geschiebe im Bereich der Stauwurzel abgelagert wird. Dort kommt es durch Sedimentationsprozesse von Schwebstoffen zur Kolmatierung, wodurch der Kies seine Funktion als Habitat oder Laichplatz verliert.

Eine besondere Situation ist im UW der Stufe 5-Fluhmühle zu erkennen. Durch den kontinuierlichen Geschiebeeintrag des Zuflusses Rohrach hat sich im unmittelbaren UW des Kraftwerks im Bereich der Fließstrecke eine durchgängige, mehrere Dezimeter mächtige Kiessohle gebildet (vgl. Abb. 3). Laut Aussagen der Fischereifachberatung Schwaben stellt dies eine für kieslaichende Fische ausreichende Umgebung dar. Die eingetragene Geschiebemenge beläuft sich auf einen mittleren jährlichen Eintrag in Höhe von ca. 100 – 200 m<sup>3</sup> (TSIGARIDAS 2016).

Die im Untersuchungsgebiet vorkommende Fischpopulation wurde durch künstlichen Besatz seitens der Fischereirechteinhaber aufrechterhalten, bzw. für nicht heimische Arten initiiert. Es bestanden bis vor 2014 keine Möglichkeiten für die aquatische Fauna flussaufwärts zu wandern, so dass nur eine Verdriftung flussabwärts über die Wehranlagen erfolgen konnte.

### **Die zukünftige Situation**

Im Rahmen einer Vereinbarung zwischen dem Freistaat Bayern und den Lechwerken AG (LEW, Muttergesellschaft der BEW) wurde ein umfangreiches Maßnahmenprogramm (Iller-Strategie 2020) zur Verbesserung der Fischökologie und der morphologischen Situation beschlossen. Dieses umfasst neben dem technischen Fischschutz und der Fischdurchgängigkeit mit begleitendem Monitoring einen umfangreichen Teil zur Verbesserung des Geschiebemanagements. Dieser Maßnahmenteil wird vom Institut für Geographie der Universität Augsburg wissenschaftlich vorbereitet und begleitet.

Im Rahmen des Geschiebemanagements wird ein punktueller Kieseintrag (direkter Eintrag sowie Zulassung von Seitenerosion durch Rückbau der Uferbefestigung) von vorher abgeschätzten Mengen erfolgen. Um die Haltbarkeit des Geschiebes vor Ort zu verlängern, werden abschnittsweise experimentelle Kombinationen von wasserbaulichen Maßnahmen empirisch getestet und optimiert. Ziel ist der Erhalt der Funktion des Geschiebes

(Laichplatz und Lebensraum) durch lokale und strömungsbedingte Umlagerungen zur Vermeidung von Kolmation. So soll der Abtransport des Geschiebes bei gleichzeitiger Umlagerung z.B. mithilfe von Buhnen und Kieswaben minimiert werden. Zur Anwendung soll ggf. auch das sogenannte River Instream Training kommen. In diesem Ansatz erfolgt die Modifizierung der Strömung und der daraus resultierenden Erosions- und Transportprozesse durch einen naturnahen Wasserbau mit minimalen Materialeinsatz (MENDE 2014). Ähnliche Ansätze zur Renaturierung von Fließgewässern mithilfe von minimalinvasiven Methoden sind in PATT ET AL. (2009) und PATT ET AL. (2011) beschrieben. Zusätzlich erfolgt bei der Planung die Berücksichtigung der fischökologischen Empfehlungen nach PULG (2007).

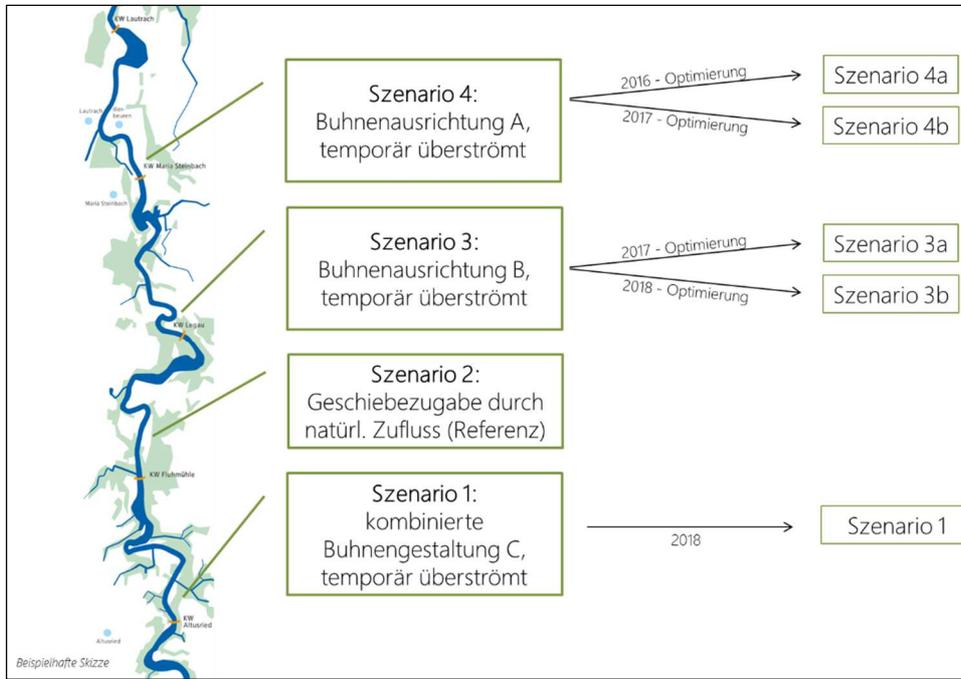
Mittels einer koordinierten Entnahme des Geschiebes vor den jeweiligen Stauwurzeln unterhalb der freien Fließstrecken ist eine Weiterverwendung des Materials nach dessen Transport im Fluss möglich. Andernfalls würde sich der Kies in den Staubereichen mit den Feinsedimenten vermischen und muss aufwendig ausgebagert und getrennt werden. Hinsichtlich der zu berücksichtigenden Prozesse wird insbesondere auf die in der Fachwissenschaft etablierten Merkblätter der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA 2012 und DWA 2015) zurückgegriffen.

Aufgrund der hydrodynamisch ähnlichen Fließstreckenbereiche im Unterwasser der Staustufen ist die experimentelle Anwendung unterschiedlicher Maßnahmen möglich. Hierbei sollen verschiedene Anordnungen und Kombinationen von wasserbaulichen Maßnahmen wie beispielsweise Lenkbuhnen angewendet werden. Deren Auswirkungen auf die Flussmorphologie der Iller werden dann laufend wissenschaftlich begleitet und bei Bedarf optimiert. Die Abb. 4 skizziert die geplante Vorgehensweise. Die genaue Abfolge und Umfang der einzelnen Maßnahmen werden derzeit erarbeitet.

Bei der Entwicklung eines effizienten Geschiebemanagements stehen weitere Aspekte im Vordergrund und sollen den ganzheitlichen Ansatz des Projektes unterstreichen:

- optimale Wirkung als Habitat und Lebensraum
- Vermeidung von Schäden durch die Bauarbeiten
- Reduzierung der negativen Auswirkungen auf vorhandene Lebensräume und des vorhandenen Natura2000 / FFH-Gebiets
- Ökonomische Auswirkungen
- CO<sub>2</sub> - Ausstoß durch Baggarbeiten und Transportaufwand
- Vereinbarkeit von Wasserkraft und Ökologie
- Übertragbarkeit auf vergleichbare Gewässer
- Verwendung als mögliches Best Practice Beispiel

- Schaffung von Schlüsselhabitaten für den Schutz und die Wiederansiedlung ursprünglich heimischen Fischarten wie Barbe (*Barbus barbus*), Äsche (*Thymallus thymallus*) oder Huchen (*Hucho hucho*).



**Abb. 4:** Skizzierung der geplanten Vorgehensweise Quelle: EIGENE ABBILDUNG 2016

#### 4. Monitoring und Bewertung

Um die Auswirkungen der empirischen Versuche bewerten zu können, wird derzeit eine Referenzaufnahme der morphologischen und vegetationsgeographischen Situation durchgeführt. In regelmäßigen Abständen (mindestens 2x pro Jahr) und nach Extremereignissen werden die Aufnahmen wiederholt, verglichen und bewertet. Bei dem Monitoring kommt die Kombination folgender Methoden zum Einsatz:

- Drohnengestützte Befliegungen und visuelle Luftbilddauswertung
- photogrammetrische Auswertung mithilfe des Structure-from-Motion Verfahrens (SfM)
- terrestrisches Laserscanning LiDAR
- Sohlpeilung mit einem differentiellen GPS und Sonar
- Begleitende Uferstruktur- und Vegetationskartierung
- Hydraulische Modelle

Durch die Kombination der Methoden können zusätzlich Rückschlüsse auf die Eignung zur Beantwortung der Fragestellungen gezogen werden. Bei der Bewertung der Maßnahmen erfolgt eine Zusammenarbeit mit den zuständigen Behörden nach den Kriterien der EG-WRRL (vgl. Erläuterungen in EG 2000) auch zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit.

## Literaturverzeichnis

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2014): Hochwasserrisikomanagement-Plan Einzugsgebiet bayerische Donau Karte 1: Planungsräume und -einheiten. Hrsg. Von Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. München. URL: [https://www.lfu.bayern.de/wasser/hopla\\_donau/einzugsgebiet/doc/hopladonau\\_din3\\_01\\_uebersicht.pdf](https://www.lfu.bayern.de/wasser/hopla_donau/einzugsgebiet/doc/hopladonau_din3_01_uebersicht.pdf) (abgerufen am 15.01.2016)
- Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2016): Statistik Kempten / Iller: Abflüsse (Jahresreihe 1901-2012). URL: [http://www.hnd.bayern.de/pegel/iller\\_lech/kempten-11402001/statistik/](http://www.hnd.bayern.de/pegel/iller_lech/kempten-11402001/statistik/) (abgerufen am 28.02.016)
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. DWA [Hrsg.] (2012): Merkblatt DWA-M 525: Sedimentmanagement in Fließgewässern – Grundlagen, Methoden, Fallbeispiele. Hennef.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. DWA [Hrsg.] (2015): Merkblatt DWA-M 526: Grundlagen morphodynamischer Phänomene. Hennef.
- Europäische Gemeinschaft EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Habbe, K. A. (2000): Beobachtungen zur Gerinneneu- und -weiterbildung im überstauten Bereich der Stauhaltung Fluhmühle im Durchbruchstal der Iller (Bayerisch-Schwaben, Deutschland). In: Beiträge zur Geomorphologie. Hrsg. Von C. Hegg & D. von der Mühl. Birnensdorf. S. 55-63.
- Lahmeyer International (1984): Illerstaustufe Altusried. Untersuchungen der Stauraumverlandung. München.
- Mende, M. & Tent, L. (2014): Instream River Training – Naturnaher Flussbau mit minimalem Materialeinsatz. In: Gewässer-Info Nr. 60. Hrsg. von der Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. DWA. S. 721-726.
- Patt, H., Jürging P. & Krauss W. (2009): Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. 3., aktualisierte Aufl. Berlin: Springer.
- Patt, H., Gonsowski P. & Vischer D. (2011): Wasserbau: Grundlagen, Gestaltung von wasserbaulichen Bauwerken und Anlagen. 7., aktualisierte Aufl. Heidelberg: Springer.
- Pulg, U. (2007): Die Restaurierung von Kieslaichplätzen. Hrsg. von Landesfischereiverband Bayern e.V. LfV. München.

Reineck, H.-E. (1996): Die Iller. Geschichte der Morphologie, Sedimentologie und Ökonomie eines Alpenflusses. In: Jahresberichte und Mitteilungen des Oberrheinischen Geologischen Vereins 78, S. 417-457.

Tsigaridas, M. (2016): Quantifizierung der jährlichen Geschiebefracht an der Rohrach (Iller) mit verschiedenen Methoden. Master-Arbeit am Institut für Geographie, Universität Augsburg (unveröffentlicht).

+

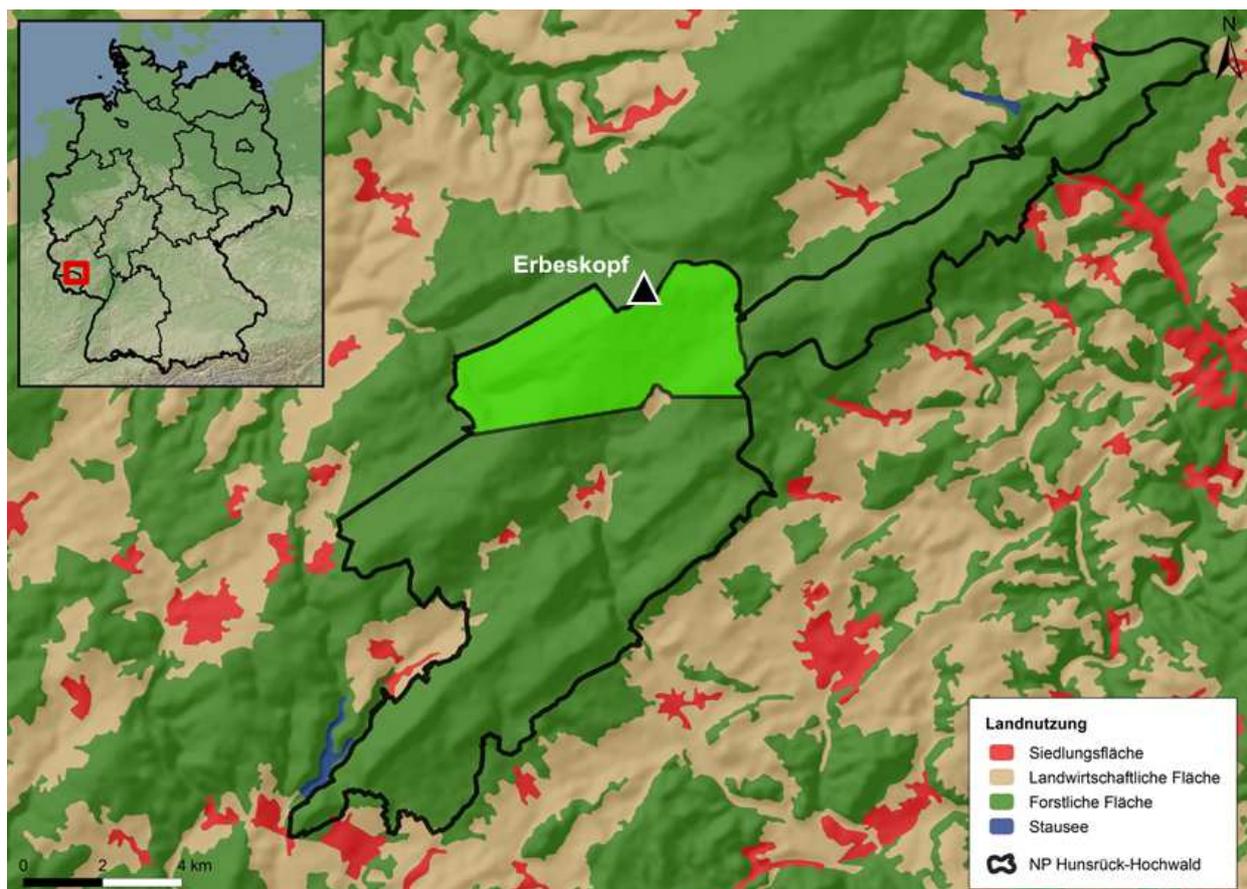
# Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt potentieller Hangmoorstandorte im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Julian J. Zemke, Dieter König, Michael Tempel & Jörn Schultheiß

*Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Abteilung Geographie*

## 1. Einleitung – das Untersuchungsgebiet und seine hydrologischen Eigenschaften

Die hier vorgestellten ersten Ergebnisse zu Wasser- und Stofftransporten im seit Mai 2015 offiziell bestehenden Nationalpark Hunsrück-Hochwald basieren auf laufenden, zu Beginn des hydrologischen Sommerhalbjahres 2015 begonnenen Messungen. Das Untersuchungsgebiet liegt sich im zentralen Bereich des Nationalparks am Südhang des Erbeskopfes (vgl. Abb. 1).



**Abb. 1:** Verortung des Nationalpark Hunsrück Hochwald, das Untersuchungsgebiet ist hellgrün hervorgehoben

Ein charakteristischer Landschaftstyp mit gleichzeitig schützenswerter Biotopfunktion im Nationalpark sind durch Interflow gespeiste Hangmoore, lokal als (Hang)brücher bezeichnet (Scholtes 2015; Stiftung Natur und Umwelt RLP 2010). Diese staunassen Gebiete wurden in ihren hydrologischen Eigenschaften, insbesondere hinsichtlich ihres ursprünglich sehr ausgeprägten Retentionsvermögens, empfindlich gestört: Da die ursprünglichen Standortverhältnisse für eine intensive forstwirtschaftliche Nutzung nicht geeignet erschienen, erfolgte seit dem 19. Jh. die Anlage dichter Grabensysteme zur Entwässerung der Flächen.

Die vorliegende Studie soll einen Überblick über die historische Entwicklung des Grabennetzes und dessen Einfluss auf die potentiellen Hangmoorstandorte geben. Hierzu werden erste Ergebnisse einer Messreihe des Abflusses in Gräben präsentiert und analysiert. Dabei kann gezeigt werden, dass die Entwässerungsgräben einen starken Einfluss auf den dezentralen Wasserrückhalt in den staunassen Gebieten ausüben, den Fortbestand residualer Hangmoore massiv gefährden und die Renaturierung potentieller Hangmoorstandorte stark erschweren.

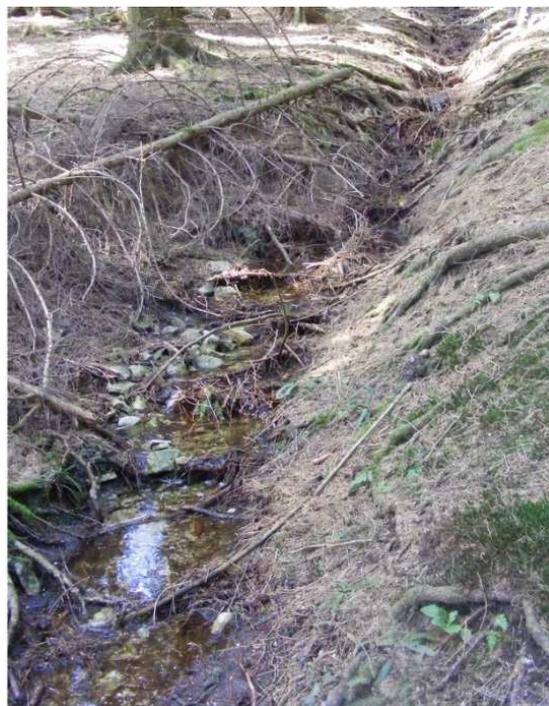
## **2. Historischer Hintergrund und heutige Verteilung der abflusswirksamen Linearstrukturen**

Nach dem Dreißigjährigen Krieg wurde im Hochwald nur in geringem Maße forstlicher Pflege betrieben. Zugleich stieg die Nutzungsintensität in den folgenden Jahrhunderten stark an. Der Wald wurde als Lieferant verschiedenster Rohstoffe gesehen, die es auszubeuten galt. Diese Entwicklung spiegelte sich auch in der Kurfürstlich Trierischen Forstordnung aus dem Jahre 1720 wider, die sich überwiegend mit der Nutzung des Waldes beschäftigte. Erst im 18. Jahrhundert entwickelte sich im Gebiet des Hochwaldes eine moderne Forstwirtschaft, die den wirtschaftlich nachhaltigen Waldbau in den Mittelpunkt der forstlichen Tätigkeit stellte. Eines der wichtigsten Ziele bestand in der Vergrößerung und der Verbesserung der forstlichen Bestände. Um zu fördernde Baumarten einbringen zu können, musste die Trockenlegung von Bruchflächen erfolgen (Gildemeister 1962, Bauer 2007). Die Kurfürstlich Trierischen Forstordnung von 1786 empfahl erstmals, vernässte Flächen mithilfe von Gräben zu entwässern. Konkrete Hinweise auf Entwässerungsmaßnahmen im Hochwald finden sich jedoch erst aus napoleonischer Zeit. Das im Hochwald zu dieser Zeit bereits sehr professionell geführte Forstwesen strebte eine weitere Ausdehnung der Bestände an (Bergon 1807, Gildemeister 1962). Zu dieser Zeit wurden daher weit mehr als 50 km Gräben im Hochwald angelegt (Massa 1809, Gerhardts 1810). Die Preußen forcierten den Waldaufbau weiter und die Fichte entwickelte sich zum wichtigsten Wirtschaftsbaum (Bauer 2007). Sie wurde vorwiegend auf trockengelegten Brüchern und Heideflächen kultiviert. Daher blieb die Entwässerung der Hochwaldbrücher auch in dieser Zeit eine der dringendsten Forstverbesserungsmaßnahmen (Bauer 2011, Schultheiß 2014). Insbesondere in der Mitte des 19. Jahrhunderts intensivierten die Preußen den Waldaufbau erheblich, was weitere Entwässerungsmaßnahmen in den Brüchern zufolge hatte (Gildemeister 1962, Bauer 2011, Schultheiß 2014). Allein zwischen 1869 und 1872 wurden auf Flächen der

Hochwald-Oberförsterei Kempfeld 15 km Gräben angefertigt (unbekannter Verfasser 1870-1872). Die Entwässerungsmaßnahmen wurden bis zum ersten Weltkrieg in großem Umfang durchgeführt. Danach wurden diese Arbeiten aufgrund eines Mangels an Arbeitskräften fast vollständig eingestellt (Schultheiß 2014).

Nach dem Ersten Weltkrieg und umfassenden Reparationsschlägen durch die Franzosen erfolgte in den 1920er Jahren der Wiederaufbau des Waldes (Betriebswerk Oberförsterei Dhronen 1929). Die Neuanfertigung und Säuberung von Gräben wurde ebenfalls wieder aufgenommen. 1925 war ein Großteil der Hochwaldbrücher trockengelegt und mit Fichte bestockt (Hauptmerkbuch Oberförsterei Dhronen 1925). Dennoch wurden auch in den folgenden Jahrzehnten weitere umfassende Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt. Nach Angaben des Kempfelder Oberförstereis wurden zwischen 1929 und 1942 im administrativen Bereich der Oberförsterei Kempfeld mehr als 31 km Gräben neu angefertigt. Zwischen den beiden Weltkriegen legten insbesondere Wohlfahrtsempfänger die Gräben an (Rheinen 1929-1942). Während des Zweiten Weltkrieges wurde die Forstwirtschaft im Hochwald weitestgehend auf die Holzernte beschränkt, Entwässerungsmaßnahmen erfolgten nur noch in sehr geringem Umfang. Der Mangel an Arbeitskräften könnte dazu geführt haben, dass Kriegsgefangene Gräben im Hochwald anlegen mussten (Johann & Fabig 1940, Keitel 1941).

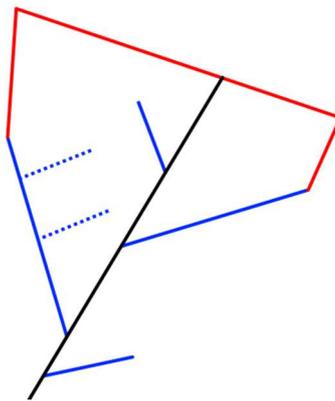
In den letzten Jahren des Zweiten Weltkrieges wurden die Entwässerungsmaßnahmen größtenteils eingestellt und erst Anfang der 1950er Jahre wieder aufgenommen (Schleicher 1953). Aufgrund starker Orkane in den 1980er und 1990er Jahren und der daraus resultierenden starken Windwürfe in Fichtenreinbeständen, verzichtete man auf eine weitere Förderung der Baumart. In der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts traten negative Folgen der Entwässerungsmaßnahmen immer häufiger zum Vorschein, weshalb diese eingeschränkt wurden (Bauer 2007). Die Anfertigung und Säuberung von Entwässerungsgräben wurde im Hochwald um das Jahr 1990 eingestellt (Wommelsdorf 2014, mündl. Mitteilung Closen 2014). Heute weist das Netz von Bestandsgräben im Nationalpark Hunsrück-Hochwald weit mehr als 100 km Länge auf. Daneben existieren dutzende Kilometer Wegseitengräben, Grenzgräben sowie unterirdische Wiesendrainagen.



**Abb. 2:** Hauptgraben im Ochsenbruch (Foto: S. May)

Bei den Bestands- und Wegseitengräben handelt es sich alleinig um offene Erdgräben, deren Sohlbreite geringer als die obere Breite ist (Abb. 2). Bestandsgräben finden sich überwiegend auf potentiell staunässegefährdeten Flächen. Sie sind fast ausschließlich in geordneten Grabensystemen aus Hauptgräben und davon abgehenden Seitengräben angeordnet; Einzelgräben finden sich nur selten. Zum Teil wurde die Wirksamkeit der Grabensysteme durch die Anlage sekundärer Seitengräben weiter erhöht. Benachbarte Grabensysteme sind häufig durch weit auslaufende Seitengräben miteinander verbunden, um die Entwässerungswirkung zu steigern.

In Flächen mit besonders hohen Staunässestufen finden sich zum Teil Fang- oder Umfassungsräben, die verhindern sollen, dass Wasser von oben zufließt (Dengler 1863, Gerhard 1922). Die Anlage dieser Fanggräben erfolgte daher höhenlinienparallel an der oberen Grenze der zu entwässernden Flächen, in denen zusätzlich ein System aus Haupt- und Seitengräben angelegt wurde (Abbildung 3). Nach dem aktuellen Stand der Forschung wurden im Hunsrück nur in sehr wenigen forstwirtschaftlich genutzten Flächen Fanggräben zur Entwässerung angelegt (Schultheiß 2014).



**Abb. 3:** Schema eines Grabensystems bestehend aus Hauptgraben (schwarz), Seitengräben (blau), sekundären Seitengräben (blau gepunktet) und Umfassungsraben (rot)

Das aus Bestands- und Wegseitengräben angefertigte Grabennetz ist so angelegt, dass sämtliche Gräben letztlich in einen Vorfluter ableiten, im konkreten Beispiel in den Traunbach. Naturgemäß ist die Grabennetzdichte auf Flächen mit hoher Staunässe deutlich größer als auf Flächen mit geringer Staunässe. Die Grabennetzdichte im Hochwald nimmt mit abnehmender Geländeneigung zu, da der Wasserabzug auf schwach geneigten Flächen deutlich erschwert ist (Gerhardt 1922, Forstliche Versuchsanstalt Lettland 1937).

Das Wegenetz ist aktiv in die Entwässerung des Hochwaldes mit eingebunden. Vor allem die höhenlinienparallel verlaufenden Forstwege verfügen über tiefe Seitengräben an der Hangseite. Diese schützen den Weg vor

Überflutungen und nehmen das Wasser kleinerer Grabensysteme auf, um es in die Hauptgräben größerer Grabensysteme oder in einen dem Hanggefälle folgenden Wegseitengraben weiterzuleiten. Die Wegseitengräben wurden so dimensioniert, dass sie aktiv in das Entwässerungsgeschehen eingreifen können, indem sie sämtliches hangabwärts fließendes Wasser aufnehmen und in den Hauptgraben eines Grabensystems leiten (Kaiser 1902). Durch Wegedurchlässe sind größere Grabensysteme nicht auf einzelne Forstabteilungen beschränkt, sondern können auch über Abteilungsgrenzen hinweg wirken.

Die meisten Grabensysteme sind das Ergebnis einer langen Entwicklung. Die Anlage der Gräben erfolgte zunächst stets in den einzelnen Forstabteilungen, wo bei der Erstaufforstung oder der erstmaligen Forstverbesserung ein in der Regel wenig differenziertes Grabensystem angefertigt wurde. Teilweise erfolgte nur die Anlage eines Hauptgrabens und vereinzelter Seitengräben. In der Folgezeit wurde das vorhandene Grabensystem nicht nur regelmäßig gesäubert, sondern auch deutlich erweitert, um die Entwässerungswirkung weiter zu verbessern. Die Erweiterung der Grabensysteme erfolgte dabei selten im bestockten Zustand der Fläche. Vielmehr wurden die Gräben jeweils vor der Einbringung des Folgebestandes, also etwa alle 80 Jahre, gesäubert bzw. neu angelegt.

Die Dimensionen der Grabensysteme variieren naturgemäß: Grundsätzlich nimmt die Tiefe der Hauptgräben hangabwärts zu. Viele der Hauptgräben zeigen in ihrem Verlauf aber relativ geringe Größenvariationen. Die Seitengräben sind fast immer deutlich kleiner, insbesondere weniger tief als die Hauptgräben. Im unteren Bereich sind die Grabensysteme meist in sehr gutem Zustand. In den oberen nimmt die Grabenqualität deutlich ab, hier finden sich beispielsweise zerfallene Grabenwände, Verfüllungen mit Sedimenten und starker Pflanzenbewuchs (Abbildung 4).

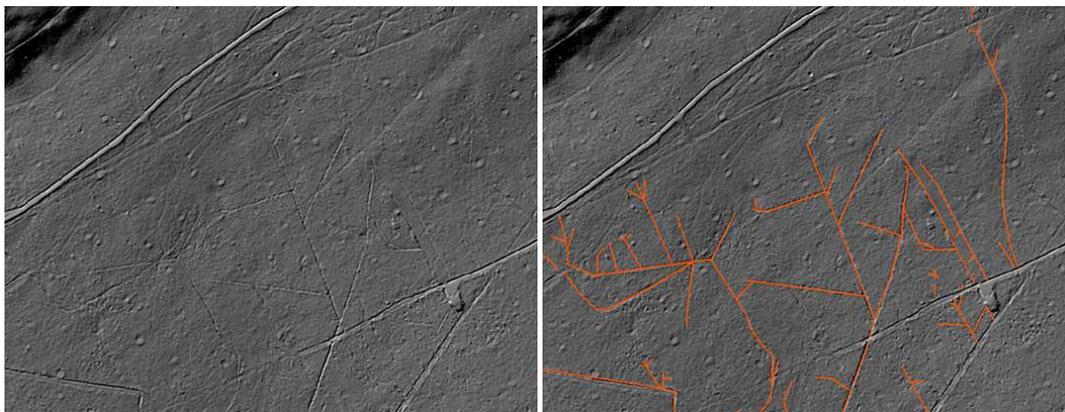


**Abb. 4:** Verfallener Seitengraben (links) und verfallener Hauptgraben (rechts)

Der ursprüngliche Verlauf einer Vielzahl von Gräben ist durch tiefe, von schweren Holzernfahrzeugen verursachten Fahrspuren nachhaltig gestört. Viele Grabensysteme wurden seit mehreren Jahrzehnten ganz oder teilweise nicht mehr gesäubert oder erneuert, sodass deren Verfall sehr weit fortgeschritten ist. Dies trifft häufig vor allem auf die oberen, weit von Erschließungswegen entfernten Abschnitte der Grabensysteme zu. Mit Hilfe digitaler Geländemodelle hoher Auflösung sind die Grabenverläufe noch genau nachzuvollziehen, im Gelände sind diese Gräben häufig gar nicht mehr, oder nur mit geübtem Blick zu erkennen. Die beschriebenen Verfallserscheinungen betreffen Seitengräben in stärkerem Maße als Hauptgräben.

### 3. Grabennetzkartierung

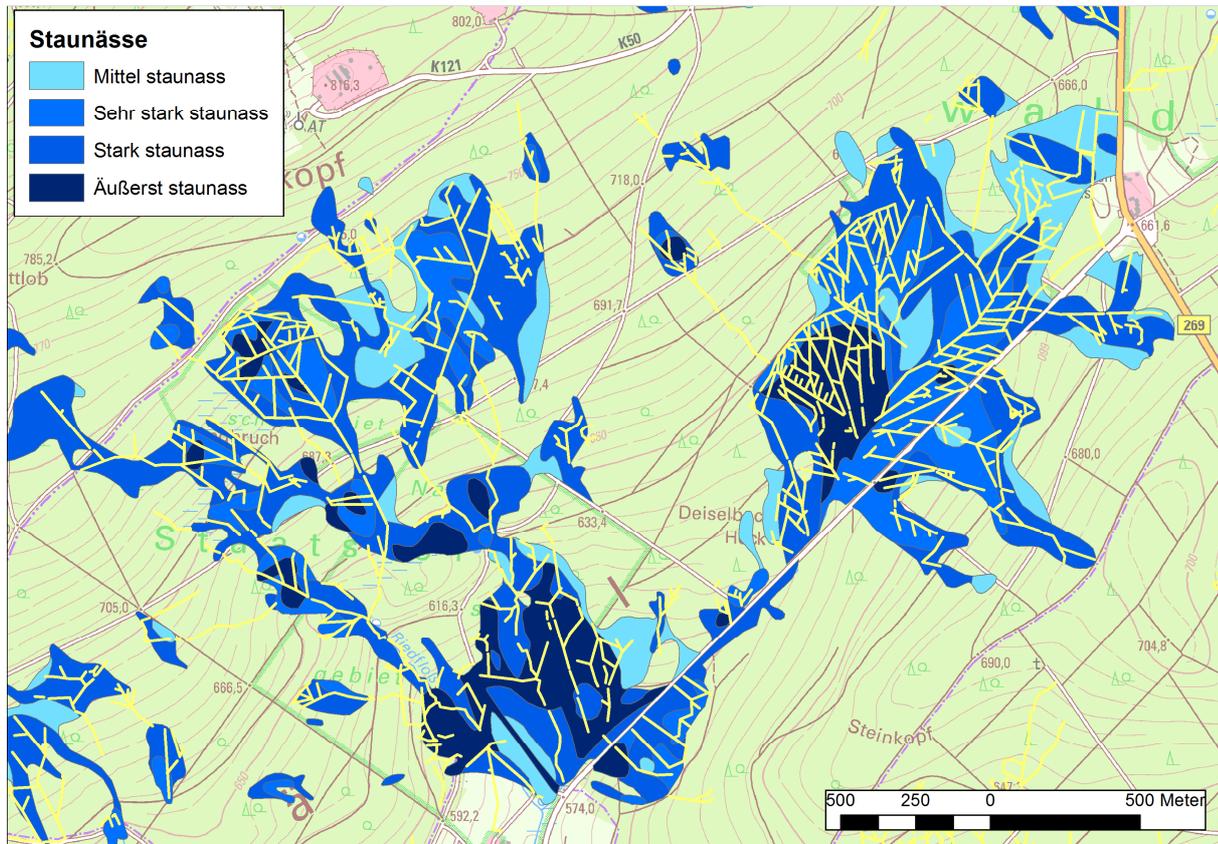
Das Grabennetzwerk im Untersuchungsgebiet wurde für die weiterführenden Untersuchungen digital erfasst. In einem ersten Schritt erfolgte die Digitalisierung auf Basis eines digitalen Geländemodells (DGM) mit einer räumlichen Auflösung von 1 m<sup>2</sup>, abgeleitet aus Laserscans des Landesamtes für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz. Das hoch aufgelöste DGM ermöglichte das Identifizieren von Gräben, die im Gelände durch Bewuchs oder ihren schlechten Erhaltungszustand nur schwer erkennbar waren (vgl. Abb. 5).



**Abb. 5:** Digitalisierung der Grabenstrukturen mithilfe eines digitalen Geländemodells

Auf der Grundlage der digitalen Grabendatensätze wurde anschließend eine Geländekartierung durchgeführt. Dabei erfolgten eine Überprüfung und gegebenenfalls eine Ergänzung der digitalen Datensätze, zusätzlich wurde der Zustand der Gräben vollständig erfasst. Durch diese Grundlagenkartierung konnte erstmals ein vollständiges digitales Kataster der Entwässerungsgräben im Untersuchungsgebiet erstellt werden.

Die Ergebnisse belegen eine sehr dichte Verteilung der Gräben, insbesondere in den Bereichen, die nach einer Kartierung der Landesforsten Rheinland-Pfalz auch heute noch besonders staunass sind (vgl. Abb. 6).



**Abb. 6:** Heutige Verteilung der Entwässerungsgräben (gelb) am Südhang des Erbeskopfes in Abhängigkeit von der Staunässe (Quelle der Staunässedaten: Landesforsten Rheinland-Pfalz).

Will man bestimmte Hangbrücher als Teileinheiten betrachten, so lassen sich für diese Teilflächen spezifische Grabennetzdichten ableiten. Ein Beispiel für ein Gebiet mit sehr hoher Grabendichte ist das in der Osthälfte des Kartenausschnittes von Abbildung 6 gelegene Naturschutzgebiet Thranenbruch mit einem äußerst staunassen Bereich in seinem Westteil. In dieser Fläche konnte mit 266 m/ha die bisher höchste Grabennetzdichte kartiert werden; in dem 58 ha großen Naturschutzgebiet wurden mehr als 15 km Gräben vorgefunden.

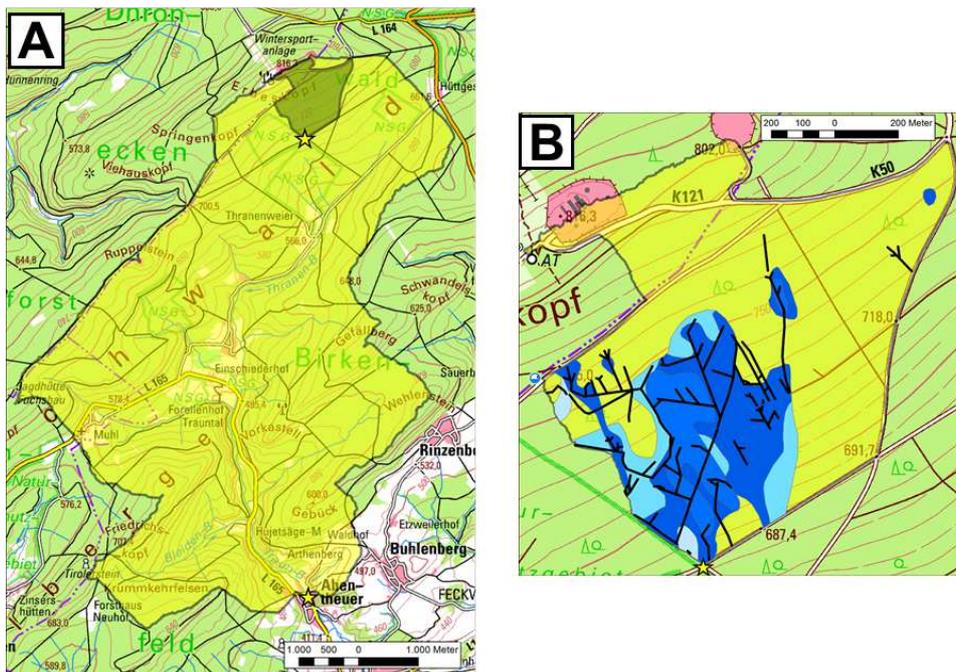
#### 4. Abflussmessungen

Um die Wirkung des Grabennetzes auf die Abflussdynamik in den betrachteten Hangbrüchern zu dokumentieren und zu analysieren, wurde ein Netz von mehr als 50 Messpunkten eingerichtet, an denen seit April 2015 diskontinuierliche Messungen der Abflussmenge durchgeführt werden. Die Messpunkte liegen vor allem an Verrohrungen und Durchlässen, die eine verlustfreie volumetrische Messung des Abflusses ermöglichen. Parallel wird derzeit ein Messnetz von kontinuierlichen, mit Dauerpegeln ausgestatteten Messstellen eingerichtet, das laufend um zusätzliche Standorte erweitert wird. Seit Beginn des hydrologischen Winterhalbjahres

2015/16 erfolgt zudem eine Messung der gelösten Stoffe an allen Messpunkten, die die Bestimmung der gewässerchemischen Güte und eine Abschätzung der Stofftransporte ermöglicht.

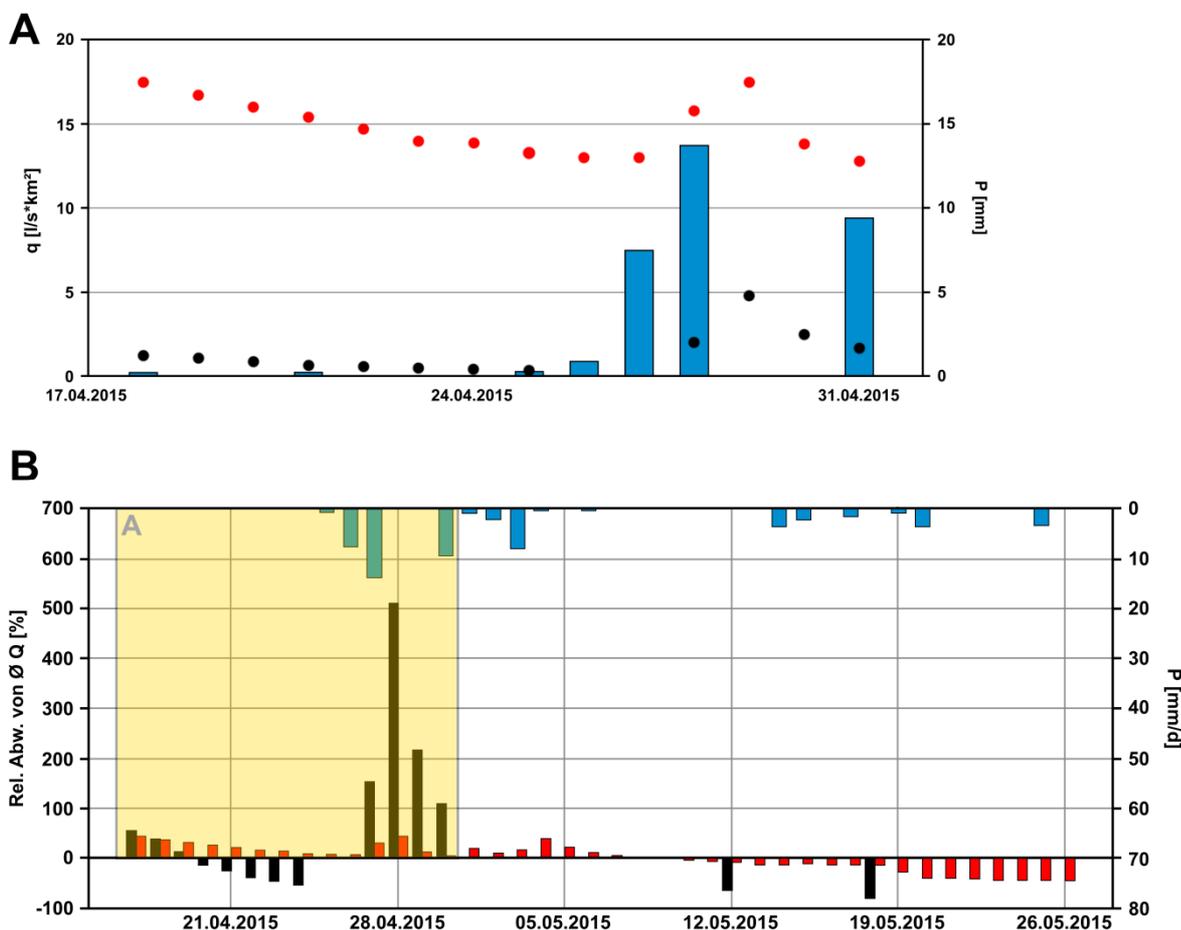
Einen ersten Ausblick auf die Wechselwirkung zwischen Grabennetz und Abflussdynamik in den potentiellen Hangmoorgebieten bieten die bereits gewonnenen Daten der diskontinuierlichen Messreihen. Eine gute Vergleichsbasis für diese Messwerte ist der Pegel Abentheuer der SGD Nord. Dieser ist der einzige Dauerpegel entlang des Traunbaches, des Vorfluters des Untersuchungsgebietes. Er wurde in einer LARSIM-Modellierung des Nahe-Einzugsgebietes als dominant Interflow-gespeister Pegel charakterisiert (Haag et al. 2016).

Als Beispiel für die veränderte Abflussdynamik in den von Gräben entwässerten Gebieten soll die Betrachtung eines Niederschlagsereignisses im April 2015 dienen. Vorgestellt wird der Abfluss an einer exemplarisch ausgewählten Messstelle am Oberhang des Erbeskopf-Südhangs. Die Einzugsgebiete des Pegels Abentheuer sowie der letztgenannten Messstelle sind in Abbildung 7 A dargestellt, Abb. 7B zeigt zusätzlich die Verteilung der Entwässerungsgräben und der staunassen Flächen. Der auf den ersten Blick ungewöhnliche, nicht der Topographie folgende Verlauf der Einzugsgebietsgrenze ist bedingt durch umlaufende Wegseitengräben.



**Abb. 7:** (A) Einzugsgebiete des Pegels Abentheuer und des Messpunktes, (B) Detailansicht des Einzugsgebietes des Messpunktes mit Staunässeflächen und Gräben (Quelle der Staunässe-daten: Landesforsten Rheinland-Pfalz).

Auf Basis der Einzugsgebietsgrößen des Pegels (AE=39,4 km<sup>2</sup>) und der Messstelle (AE=1,1 km<sup>2</sup>) konnten die Abflussspenden (q) berechnet werden, was eine einfachere Vergleichbarkeit beider Werte ermöglicht – wenngleich Skaleneffekte beim Vergleich beider Einzugsgebiete nie ganz auszuschließen sind, da kleinere Einzugsgebiete zu einer schnelleren und deutlicheren Reaktion auf Niederschlagsereignisse tendieren (Wood et al. 1990). Während des ersten Betrachtungszeitraums vom 17.04.2015 bis zum 30.04.2015 (Abb. 8A) fielen insgesamt 32,2 mm Niederschlag an 7 Tagen. Besonders abflusswirksam war die Phase vom 25.-28.4.2015; hier fielen 22,1 mm Niederschlag. Der Abfluss erreichte einen Tag nach dem letzten und stärksten Niederschlagsereignis am 29.04.2015 seinen Höhepunkt, bereits am Folgetag nahm der Abfluss am Pegel und an der Messstelle deutlich ab.



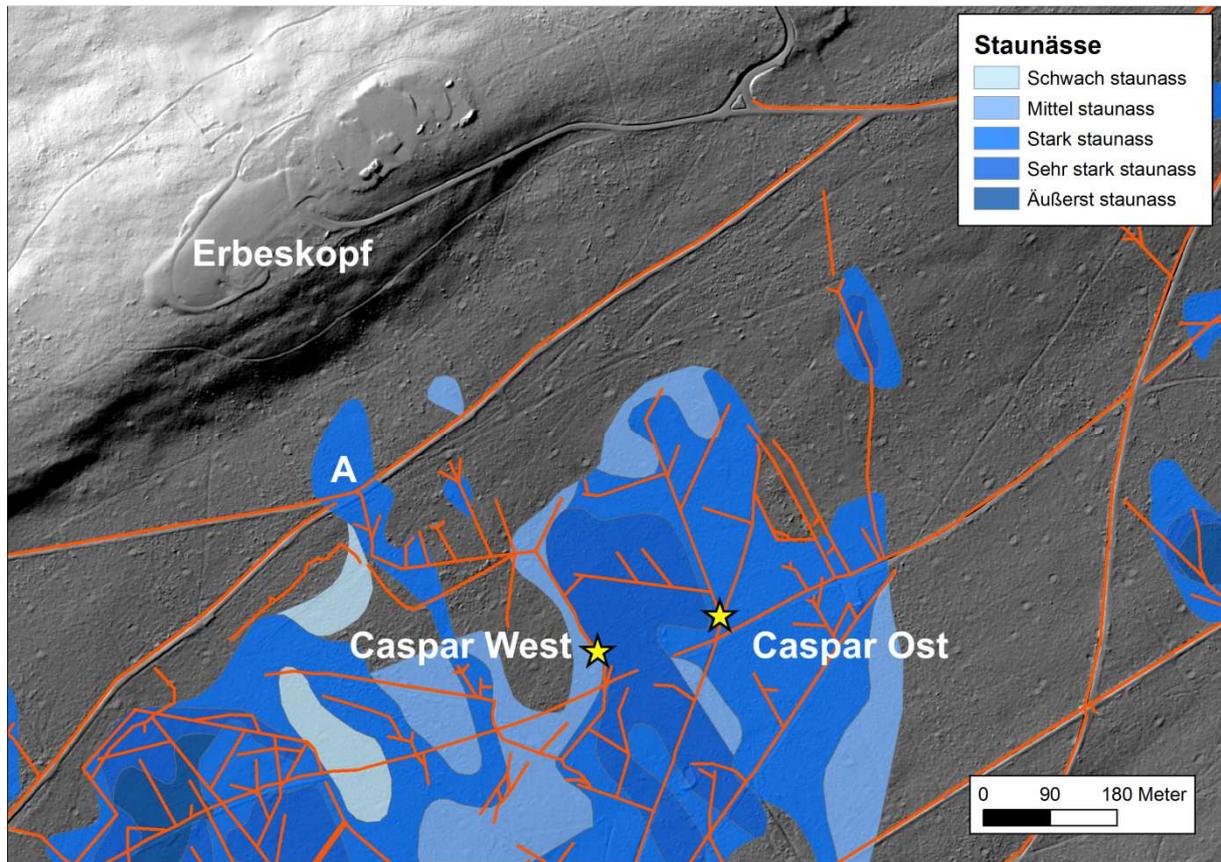
**Abb. 8:** (A) Vergleich der Abflussspende, (B) Vergleich der relativen Abweichung des mittleren Abflusses im Beobachtungszeitraum. Schwarz: Messpunkt, Rot: Pegel Abentheuer.

Einer besseren Visualisierung der Unterschiede zwischen beiden Messstellen dient der Vergleich der relativen Änderung der Abflussmengen nach einem Niederschlagsinput in Abbildung 8B. Hierfür wurde im konkreten Beispiel ein längerer Betrachtungszeitraum (17.04.-26.05.2015) gewählt, um einen Abflussmittelwert zu errechnen. Dies ermöglicht für jeden Messwert die relative Abweichung vom Mittel der betrachteten Periode zu berechnen. Dabei zeigt sich, dass die Messstelle eine deutliche Abweichung vom Abflussmittelwert des gleichen Zeitraums aufwies – am 29. April waren die Werte um mehr als das Fünffache erhöht. Im Gegensatz hierzu zeigte der Pegel Abentheuer zwar ebenfalls eine Abweichung vom Mittelwert, diese lag jedoch lediglich bei maximal 44%. Auch im Gesamtbild des Mittelwerts für ein hydrologisches Jahr zeigen sich diese unterschiedlichen Abweichungen. Der am 29.04.2015 gemessene Abfluss wich um 76% vom Jahresmittelwert des Messpunktes ab, im Falle des Pegels Abentheuer hingegen lag die Abweichung bei -9%.

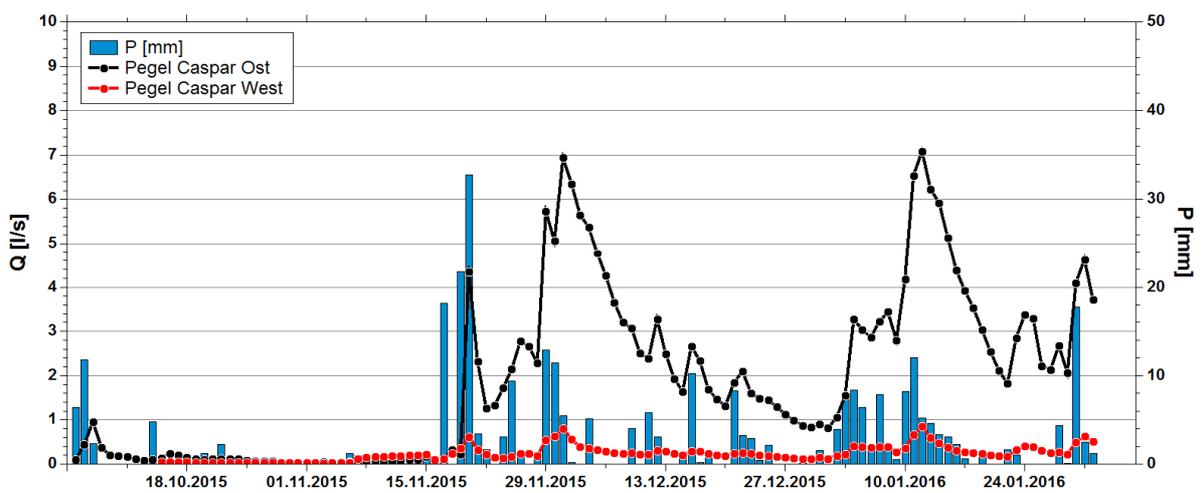
Die starke und zeitlich scharf umrissene Abweichung vom Mittelwert des betrachteten Zeitraums lässt erkennen, dass der Niederschlagsinput mit einer sehr engen und stark ausschlagenden Abflussspitze durch die Grabensysteme abgeführt wird. Dies steht im deutlichen Gegensatz zu den Erwartungen, nach denen auf potentiellen Hangmoorstandorten ein deutlich längerer Wasserrückhalt im Boden- und Interzeptionsspeicher erfolgen sollte.

Die Tendenz einer schnellen Abflussreaktion und Entwässerung lässt sich auch anhand der ersten im Gebiet eingebrachten Dauermessstellen erkennen. Abbildung 9 zeigt die Positionierung zweier Pegel im Casparsbruch, einem Hangmoor direkt südlich des Erbeskopfgipfels.

Die beiden Dauerpegel sind seit Oktober 2015 in Betrieb und zeigten bisher ebenfalls die oben beschriebenen schnellen Abflussreaktionen auf Niederschlagsereignisse, (vgl. Abbildung 10). Eine detailliertere Analyse der Abflussprozesse erfordert jedoch einen längeren Beobachtungszeitraum.

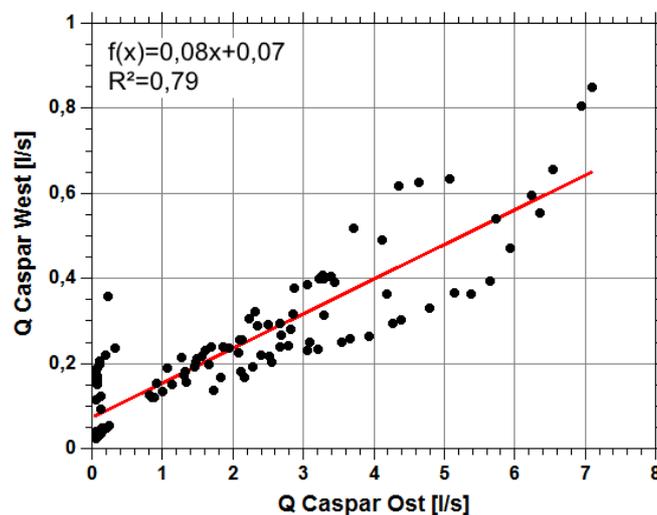


**Abb. 9:** Position der Pegel Caspar West und Caspar Ost südlich des Erbeskopfes. Erkennbar sind die Grabenstrukturen (rot), sowie der Übergang eines Wegseitengrabens in einen Hauptgraben (A) (Quelle der Stauanässedaten: Landesforsten Rheinland-Pfalz).



**Abb. 10:** Abfluss an den Pegelmessstellen Caspar Ost und Caspar West

Mithilfe dieser Messstellen kann darüber hinaus der Einfluss der Staunässeflächen auf den Abfluss aufgezeigt werden. Obwohl der Pegel Caspar West eine Verbindung zu einem von NE nach SW verlaufenden Seitengraben besitzt (Punkt A in Abb. 9), weist er einen deutlich geringeren Abfluss als der Pegel Caspar Ost auf, der bei alleiniger Berücksichtigung der Grabenstrukturen ein deutlich kleineres oberflächliches Einzugsgebiet besitzt. Das Verschneiden mit den Staunäsedaten in Abbildung 9 offenbart jedoch die Position des östlichen Pegels inmitten einer ausgedehnten, stark bis sehr stark staunassen Zone. Hangzugwasser aus diesem Bereich sorgt dafür, dass der Hauptgraben höhere Abflusssummen aufweist. Dabei korrelieren beide Pegel mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,89, ein linearer Zusammenhang zwischen den Pegelwerten kann mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,79 konstatiert werden (vgl. Abb. 11).



**Abb. 11:** Korrelation des Abflusses an den Pegelmessstellen Caspar Ost und Caspar West

Der Ursprung des Hangzugwassers soll in nachfolgenden Traceruntersuchungen geklärt werden. Zu vermuten ist, dass Interflow aus und unter dem Wegseitengraben in den darunter liegenden Hangabschnitt eintritt und somit nicht, wie bei der Anlage des Weges geplant, in Gänze im Graben abgeführt wird.

Ein besonders ausgeprägter Effekt der Entwässerungsgräben war während den trockenen Sommermonaten zu beobachten: Die Abflusssummen verringerten sich erwartungsgemäß an allen Messstellen, darüber hinaus fielen jedoch einige Messstellen häufig trocken. Tabelle 1 zeigt gemittelte, auf 1121 Einzelmessungen basierende Werte der 49 abflussstärksten Messpunkte sowie zum Vergleich die Daten aus drei Jahressätzen des Pegels Abentheuer und die Niederschlagssummen und Mitteltemperaturen der benachbarten Wetterstation der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz.

**Tab. 1:** Niederschlagssummen, relativer Anteil der Messungen und Pegelwerte ohne Abfluss und mittlerer Abfluss, getrennt nach Gesamtjahr, Winter- und Sommerhalbjahr und Sommertrimester.

	Klimastation Hüttge- swasen		Messnetz		Pegel Abentheuer	
	Ø Σ P [mm]	Ø T [°C]	Rel. Anteil Q = 0 l/s [%]	Ø Q [l/s]	Rel. Anteil Q = 0 l/s [%]	Ø Q [l/s]
Gesamt- jahr	1047	7,7	31	1,6	0	678
Nov – Apr	533	2,7	6	2,7	0	1037
Mai – Okt	514	12,8	59	0,5	0	328
Jun – Sep	352	14,5	68	0,5	0	233

Während der Pegel Abentheuer zu keinem Zeitpunkt trockenfiel, zeigten die Messstellen im Gesamtjahr zu 31% der Messtermine keinen Abfluss. Der Unterschied zwischen Sommer- und Winterhalbjahr ist dabei deutlich erkennbar, da der Anteil der trockenen Messtermine im Sommer um 53% stieg. Während der wärmsten Phase des Jahres von Juni bis September stieg dieser Anteil noch einmal um weitere 9%. Im Vergleich zwischen Sommer- und Winterhalbjahr schütteten die Messstellen im Winter durchschnittlich 5,2 mal mehr Wasser. Im direkten Abgleich mit dem Dauerpegel Abentheuer - dieser weist einen Anstieg um den Faktor 3,2 im Laufe des Winters auf - zeigt sich eine vergrößerte Diskrepanz zwischen beiden Halbjahren. Im Falle der mittleren Abflüsse in der wärmsten Phase des Jahres zeigte das Messnetz keine Änderungen im Vergleich zum Mittelwert des Sommerhalbjahrs, wohingegen der Pegel Abentheuer nochmals niedrigere Abflüsse aufweist.

Trotz grundsätzlich ähnlich verlaufender Trends im Jahresgang des Abflusses müssen die an den einzelnen Messpunkten ermittelten Werte aufgrund der sehr heterogenen Einzugsgebieteigenschaften differenziert betrachtet werden. Dabei ergeben sich für die individuellen Messstellen zum Teil deutliche Abweichungen von den auf mittleren Abflussmengen basierenden Werten aus Tabelle 1. Das abweichende Abflussverhalten einzelner Messstellen ist Gegenstand künftiger Untersuchungen, die auf der Grundlage der stetig wachsenden Datenbasis vorgenommen werden sollen.

## 5. Ausblick

Die Ergebnisse belegen, dass der Wasserrückhalt in den von Linearstrukturen geprägten, d.h. von Entwässerungsgräben durchzogenen und durch Wegseitengräben entwässerten potentiellen Hangmoorstandorten im Nationalpark Hunsrück-Hochwald empfindlich gestört ist. Obwohl es sich um natürlicherweise stark staunasse, anmoorige bis vermoorte Standorte handelt, die zu einem langanhaltenden und effektiven Rückhalt des Niederschlagswassers in der Fläche beitragen sollten, zeigen die vorliegenden Ergebnisse, dass der Niederschlagsinput schnell abgeführt wird. Häufig liegen zwischen Niederschlagsereignis und messbarem Anstieg des Abflusses nur wenige Stunden, in den Sommermonaten fielen viele der Messstellen gar vollständig trocken.

Aufgrund zum Teil mehr als 200 Jahre zurückliegender anthropogener Eingriffe in das Abflusssystem haben die untersuchten, für einen dezentralen Wasserrückhalt eigentlich prädestinierten Mittelgebirgsstandorte ihre Fähigkeit, diese Ökosystemleistung zu erbringen, größtenteils verloren. Im Zuge der Einrichtung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald und der damit verbundenen Renaturierungs- und Wiedervernässungsmaßnahmen, die von den Verfassern durch begleitete Forschungsaktivitäten unterstützt werden, muss sich zeigen, in wie weit es möglich sein wird, diese Funktion zumindest teilweise wiederherzustellen.

## 6. Literatur

Bauer, E. (2007): Der Soonwald – Auf den Spuren des Jägers aus Kurpfalz. 2. Neuauflage. K-Team, Seibersbach.

Bauer, E. (2011): Unsere Wälder im historischen Kartenbild. 1. Neuauflage. K-Team, Seibersbach.

Bergon (1807): Schreiben an Brunel, Conservateur des Eaux et Forests du 28ème Arrondissement, in dem er über die Notwendigkeit von Entwässerungsgräben im Hochwald informiert. Paris. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 301.001 Nr. 205.

Betriebswerk Oberförsterei Dhronen (1929): Einleitungsverhandlung zur Aufstellung eines neuen Betriebswerkes für die Oberförsterei Dhronen (Min. Erl. V. 23.5.1928 III 5909). Dhronen. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand. 537,032 Nr. 2.

Forstliche Versuchsanstalt Lettlands (1937): Mitteilungen der Forstlichen Versuchsanstalt Lettlands. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 113 (2): 65-66.

Gerhardt, P. (1922): Kulturtechnik. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin.

Gerhards (1810): Versteigerung an den Wenigstnehmenden von 46200 mètre Graben, welche in den kaiserlichen Waldungen der Unter-Inspection Birkenfeld, Inspection Trier sollen aufgeworfen werden. Trier. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 301.001 Nr. 205.

Gildemeister, R. (1962): Wald, Bauernland und Holzindustrie im östlichen und mittleren Hunsrück. In: Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde, H. 17. Ferd. Dümmlers Verlag, Bonn.

- Haag, I.; Luce, A.; Henn, N.; Demuth, H. (2016): Berücksichtigung räumlich differenzierter Abflussprozesskarten im Wasserhaushaltsmodell LARSIM. In: Casper, M. C. & Gronz, O. (2016): Räumliche Heterogenität - Erkennen, Abbilden, Validieren oder Ignorieren? Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 36.16, Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, 27-39. ISBN 978-3-88721-306-0.
- Hauptmerkbuch Forstamt Dhronecken (1925): Teil 2 des Hauptmerkbuches - Die Bestandsbegründung. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 537,032 Nr. 2.
- Johann & Fabig (1940): Zum Bericht vom 5. November 1940. Koblenz. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 539.001 Nr. 1343.
- Kaiser, O. (1902): Die wirtschaftliche Eintheilung der Forsten mit besonderer Berücksichtigung der Wegenetzlegung. Springer Verlag, Berlin.
- Keitel, W. (1942): Schreiben an den Oberförster des Forstamtes Entenpfuhl mit dem Hinweis auf die Verwendung sowjetischer Kriegsgefangener bei der Zwangsarbeit im Wald. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 537,057 Nr. 374.
- Kurfürstlich Trierische Forstordnung (1721): Waldt- Forst- Jagdt- Waydt-Wercks und Fischerey-Ordnung Des Ertz-Stiffts und Churfürstenthums Trier. Breslau.
- Kurfürstlich Trierische Forstordnung (1786): Churfürstlich-trierische verbesserte neue Wald- und Forst-Ordnung vom 31ten des Heumonates 1786. J.B. Krabben Kurfürstliche Hofbuchdruckerey, Koblenz.
- Massa (1809): Schreiben an Bergon, Conseiller d'État, in dem er über die Vergabe von anzufertigenden Entwässerungsgräben im Arrondissement informiert. Trier. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 302.001 Nr. 205.
- Rheinen, C. (1929-1942): Forstkulturplan und Forstkulturrechnung der Oberförsterei Kempfeld für das Forstwirtschaftsjahr 1929. Kempfeld. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 537,021 Nr. 389 - 392, Nr. 741 - 748.
- Schleicher, H. (1953): Maschinen und Geräte für die Räumung und Instandsetzung von Seitengräben an Waldstraßen. In: Allgemeine Forstzeitschrift, 8 (35/36): 394-396.
- Scholtes, M. (2015): Moore und Moorrenaturierung im Hoch- und Idarwald. Vortrag am Umweltcampus Birkenfeld. Birkenfeld, 26.03.2015. Digital abrufbar unter: [https://iss.umwelt-campus.de/iss/fileadmin/template/pdf/Fachtagung\\_2015\\_Nationalpark/06\\_Fachtagung\\_Scholtes.pdf](https://iss.umwelt-campus.de/iss/fileadmin/template/pdf/Fachtagung_2015_Nationalpark/06_Fachtagung_Scholtes.pdf) (Letzter Zugriff: 29.03.2016)
- Schultheiß, J. (2014): Historische Beeinflussung des Wasserhaushaltes im Soonwald. Unveröffentlichte Masterarbeit an der Professur für Landespflege, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Stiftung Natur und Umwelt RLP (2010): EU LIFE+ Natur Projekt „Wiederherstellung und Erhalt von Hang-, Hoch und Zwischenmooren sowie angrenzenden Lebensräumen im Hunsrück und der Eifel“. Digital abrufbar

unter: [http://www.umweltstiftung.rlp.de/fileadmin/content/img/Projekte/Moore/20101104\\_Info\\_LIFE\\_Moore.pdf](http://www.umweltstiftung.rlp.de/fileadmin/content/img/Projekte/Moore/20101104_Info_LIFE_Moore.pdf) (Letzter Zugriff: 29.03.2016)

Unbekannter Verfasser (1870): Nachweisung der nach dem Plane auszuführenden und wirklich ausgeführten Culturen und Verbesserungen für das Wirthschaftsjahr 1870 in der Oberförsterei Kempfeld. Kempfeld. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 537,021 Nr. 238.

Unbekannter Verfasser (1871): Nachweisung der nach dem Plane auszuführenden und wirklich ausgeführten Culturen und Verbesserungen für das Wirthschaftsjahr 1871 in der Oberförsterei Kempfeld. Kempfeld. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 537,021 Nr. 238.

Unbekannter Verfasser (1872): Nachweisung der nach dem Plane auszuführenden und wirklich ausgeführten Culturen und Verbesserungen für das Wirthschaftsjahr 1872 in der Oberförsterei Kempfeld. Kempfeld. Landeshauptarchiv Koblenz, Bestand 537,021 Nr. 238.

Wommelsdorf, G. (2014): Zeitgemäße Jagd im Forstamt Idarwald. In: Hunsrückverein e.V. - Jahrbuch 2014, S. 106-120.

Wood, E.F.; Sivapalan, M.; Beven, K. (1990): Similarity and scale in catchment storm response. In: *Reviews of Geophysics*, 28, 1, 1-18.

